



Miljøvurdering af genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam en livscyklus screening af fire scenarier

Kirkeby, Janus Torsten; Gabriel, Søren; Christensen, Thomas Højlund

Publication date:
2005

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Kirkeby, J. T., Gabriel, S., & Christensen, T. H. (2005). *Miljøvurdering af genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam: en livscyklus screening af fire scenarier*. Kgs. Lyngby: Institut for Miljø & Ressourcer , Danmarks Tekniske Universitet i samarbejde med Hedeselskabet, Århus og Fredericia Kommuner.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Miljøvurdering af genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam

- en livscyklus screening af fire scenarier

Udført af

Janus Kirkeby, Søren Gabriel og Thomas H. Christensen
Institut for Miljø & Ressourcer
Danmark Tekniske Universitet

i samarbejde med

Hedeselskabet, Århus Kommune og Fredericia Kommune

25. november 2005

Forord

Denne rapport er udført på Institut for Miljø & Ressourcer på Danmark Tekniske Universitet i samarbejde med Hedeselskabet og Århus og Fredericia kommuner.

Projektgruppen har bestået af:

Sune Aagot, Hedeselskabet

Jens R. Schrøder, Hedeselskabet

Claus Nickelsen, Århus Kommune

Henrik Frier, Århus Kommune

Anne Marie Gotfredsen, Fredericia Kommune

Bjarne Larsen, Komtek A/S

Inge Werther, Miljøstyrelsen

Søren Gabriel, Institut for Miljø & Ressourcer

Thomas H. Christensen, Institut for Miljø & Ressourcer

Janus Kirkeby, Institut for Miljø & Ressourcer

Kgs. Lyngby
november 2005

Ikke-teknisk Resume

Projektet indeholder en beregning af ressourceforbrug og miljøbelastning for fire forskellige måder at genanvende eller bortskaffe spildevandsslam. De fire metoder er genanvendelse ved spredning på landbrugsjord, kompostering og genanvendelse på landbrugsjord, genanvendelse som sandblæsningssand ved Carbogritprocessen og forbrænding uden genanvendelse af asken. Miljøberegningerne er udført som en livscyklusvurdering, og på grund af projektets begrænsede omfang er de behæftet med stor usikkerhed.

Som det ofte gælder i miljøvurderinger af denne type, kan man ikke udpege en metode, der miljømæssigt bare er bedre eller dårligere end de øvrige. Det skyldes, at sammenligningen er svær, f.eks. fordi nogen metoder bruger meget energi, mens andre skaber en forurening med næringsstoffer og at disse effekter er svære at vurdere indbyrdes. Til gengæld viser beregningerne hvilke typer af miljøbelastning, der er værst for de enkelte metoder.

De væsentligste miljøeffekter ved de fire metoder er drivhuseffekt fra energiforbrug, forsurening og næringsstofbelastning fra fordampning af ammoniak og giftighed af slammets indhold af tungmetaller. Ved en sammenligning af de fire metoder ses, at:

- Forbrænding og carbogrit-processen bruger mere energi og udsender flere drivhusgasser end løsningerne med genanvendelse på landbrugsjord
- Direkte udbringning på landbrugsjord er en bedre løsning end kompostering, fordi der produceres ammoniak ved komposteringsprocessen.
- Carbogritprocessen og komposteringsløsningen giver den største forurening og forurening med næringsstoffer, da der sker en fordampning af ammoniak ved disse metoder.
- Landbrugsløsningerne giver den største tungmetalbelastning af mennesker. Beregningen af denne er dog forbundet med en stor metodeusikkerhed, og Miljøstyrelsen vurderer, at Slambekendtgørelsens grænseværdier for tungmetaller beskytter mennesker mod giftvirkning.

I projektet indgår også en kort økonomivurdering af hvordan de fire metoder understøtter de strategier, Danmark og EU har for genanvendelse og bortskaffelse af spildevandsslam. Her gælder det, at:

- Genanvendelse ved udbringning på landbrugsjord understøtter Miljøstyrelsens mål på området. Hvis der ikke sker en genanvendelse er det miljøstyrelsens anbefaling, at slammet brændes på en sådan måde, at askeesten genanvendes i cement eller sandblæsningsmiddel.
- EU's strategi på slamområdet er mindre klar, men forventes at nærme sig den danske.

Omkostningerne til genanvendelse og bortskaffelse af slam varierer efter lokale forhold som transportafstande og afsætningsmulighed. Priserne på sammenlignelige løsninger, hvor en entreprenør eller et affaldsselskab varetager hele processen fremgår af nedenstående tabel:

Slutdisponering	Omkostninger (kr./t vådvægt ved 20-30 % ts)
Genanvendelse på landbrugsjord	350 – 375
Kompostering og genanvendelse på landbrugsjord	350 – 650
Carbogritprocessen	350 – 600
Forbrænding	450 – 650

Indhold

Forord	1
Ikke-teknisk Resume	2
Indhold	4
1 Indledning	6
1.1 Baggrund	6
1.2 Formål	6
2 Miljøvurderingsmetode	6
3 Genanvendelse og disponeringsscenarier	8
3.1 Generelle antagelser	8
3.2 Beskrivelse af scenarier	10
3.2.1 Carbogrit produktion	10
3.2.2 Forbrænding	12
3.2.3 Slamkompostering	14
3.2.4 Direkte anvendelse af slam	19
4 Resultater	22
4.1 Miljøvurdering	22
4.1.1 Miljøresultater	22
4.1.2 Følsomhedsanalyse	24
4.1.3 Diskussion	26
5 Regulering og økonomi	28
5.1 Mål for slamdisponering i Danmark og EU	28
5. Regulering og økonomi	28
5.2 5.1 Mål for slamdisponering i Danmark og EU	28
5.3 Vurdering af slamdisponering	29
5.4 Økonomiske forhold ved kommunernes genanvendelse og bortskaffelse af spildevandsslam	30
5.4.1 Økonomi ved genanvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord	30
5.4.2 Økonomi ved kompostering og genanvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord	30
5.4.3 Økonomi ved bortskaffelse af spildevandsslam ved Carbogritprocessen	31
5.4.4 Økonomi ved forbrænding af spildevandsslam	31
6 Konklusioner	31
7 Referencer	32

Bilag 1.....	36
Bilag 2.....	39
Bilag 3.....	42
Bilag 4.....	45
Bilag 5.....	48
Bilag 6.....	50

1 Indledning

1.1 Baggrund

Genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam har været og er fortsat til politisk debat. I Danmark er genanvendelse traditionelt sket ved udbringning på landbrugsjord, med eller uden kompostering, men kan nu også ske ved anvendelse af slam i Carbogritprocessen (fremstilling af sandblæsningssand). Slutdisponering af slam kan ske ved forbrænding og deponering af asken eller sjældnere ved direkte deponering af slammet. De miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser ved genanvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord er efterhånden belyst relativt godt, mens der er samlet færre data for miljøeffekterne ved carbogritprocessen og ved forbrænding.

På Miljø og Ressourcer, DTU er der opbygget ekspertise og erfaringer indenfor livscyklusvurderinger (LCA) på disponering af husholdningsaffald, og disse erfaringer kan direkte anvendes til vurdering af slamgenanvendelse og slutdisponering.

1.2 Formål

Projektets formål er således at klarlægge de potentielle miljøproblemer, som opstår ved forskellige former for genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam for at bidrage til beslutningsgrundlaget for den fremtidige slamhåndtering i danske kommuner. Projektet vil identificere potentielle miljøproblemer og årsager til disse, og gennem en sammenligning pege på, hvilke(n) disponering, som er de(n) mest miljømæssig fordelagtig. Projektets detaljeringsgrad vil i høj grad afhænge af datatilgængelighed og datausikkerheder for de fire processer. Vurderingen vil bestå af en LCA screening (en præliminær og forenklet miljøvurdering med anvendelse af livscyklus-tankegangen) og en sammenligning af de fire behandlingsmetoder. Screeningen vil desuden belyse, hvorvidt der er behov for at udføre en egentlig LCA, som er væsentlig mere omfattende og detaljeret. LCA screeningen kan anvendes som forberedelse til en egentlig LCA og samtidig hjælpe med at identificere de væsentligste problemstillinger, som den eventuelt efterfølgende LCA skal fokusere på. Samtidig udføres en overslagsberegning på omkostninger, som kommunerne har, forbundet med afhænging af afvandet spildevandsslam.

2 Miljøvurderingsmetode

Livscyklusvurderinger (LCA) får mere og mere indpas i den politiske dagsorden, og er i sin tid udviklet med henblik på at forbedre produkters miljøpåvirkning i hele produktets livscyklus. To eller flere produkter eller systemer kan sammenlignes i forhold til hinanden, og man har derfor et bedre grundlag at vælge et produkt/system frem for et andet. Delsystemer indenfor et produkt/system kan ligeledes sammenlignes, for at kunne belyse de aktiviteter, som påvirker miljøet mest i forhold til resten af aktiviteterne ved produktet/systemet. En livscyklusvurdering for et enkelt produkt uden sammenligninger siger intet om miljøvenligheden. Det er nødvendigt

at sammenligne systemer som opfylder den samme service eller funktionelle enheder, for at kunne bruge resultatet fornuftigt.

LCA tankegangen er at alle opstrøms og nedstrøms aktiviteter og de relaterede miljøudvekslinger (ressourceforbrug samt emissioner) er inkluderet, når et produkt eller en service skal vurderes. Det medfører, at forbrug og emissioner, som sker eksempelvis pga. elforbrug, som produceres andetsteds i samfundet, inkluderes. Ligeledes når der produceres et produkt, som kan erstatte, eller substituere, et andet produkt i samfundet, skal denne undgåede produktion inddrages i miljøvurderingen, eventuelt med negative eller sparede forbrug og emissioner.

En LCA kan beregne miljøeffekter, ressourceforbrug, og eventuelt arbejdsmiljøpåvirkninger og økonomi for et scenario, som indføres i modellen. Desuden kan miljøeffekterne normaliseres i forhold til de øvrige miljøpåvirkninger, som samfundet bidrager med, samt at miljøeffekterne kan vægtes i forhold til fastlagte reduktionsmål, som er fastsat bl.a. med hensyn til toksiciteten af stoffer. Disse reduktionsmål kan eventuelt være fastsat politisk, i bestræbelserne på at mindske en given miljøeffekt. Denne vurdering vægter ikke resultaterne, som gives i normaliserede værdier.

Livscyklusvurderinger er yderst omfattende, idet der ofte skal være en meget stor afgrænsning på produktet/systemet. Principielt skal der regnes på alle materialer og udstyr, som indgår som en del af affaldshåndteringen, dvs. konstruktion af diverse anlæg, produktion af lastbiler, olie, diesel og meget andet. Samtidig skal energi udbyttet i form af el/varme og kompost medregnes som en positiv miljøpåvirkning. Desuden indgår et væld af parametre, hvoraf flere er stedsafhængige og skal ændres afhængig af området, der analyseres. I denne vurdering er afgrænsningen lidt simplificeret, og kun de vigtigste aktiviteter medtages. Herved opnås en forståelse for hvilke alternative disponeringer af spildevandsslam, som mest miljørigtige eller om der skal en mere dybdegående undersøgelse til, for at klarlægge hvorvidt en disponering er at foretrække frem for en anden.

Beregninger er foretaget i Excel med udgangspunkt i UMIP metoden, som er et dansk udviklet LCA værktøj, med opdaterede værdier miljøeffektfaktorer og normaliseringsreferencer.

Miljøeffekterne som er inkluderet i beregningerne er:

- Drivhuseffekten (kg CO₂-ækvivalenter)
- Forsuring (kg SO₂-ækvivalenter)
- Næringssaltbelastning (kg NO₃⁻-ækvivalenter)
- Fotokemisk ozondannelse/smog (kg C₂H₄-ækvivalenter)
- Stratosfærisk ozon nedbrydning (kg CFC11-ækvivalenter)
- Øko-toksicitet (m³ vand kronisk og jord)
- Human-toksicitet (m³ luft, vand og jord)
- Deponeret øko-toksicitet (m³ vand og jord)

Tabel 1 viser normaliseringsfaktorer fra UMIP metoden. Normaliseringsfaktorerne omregner effektkarakteriseringen om til en fælles reference svarende til påvirkningen, som stammer fra en person (Wenzel, H. m.fl., 1997). Da nogle effekter er globale og andre regionale, er

normaliseringsreferencen forskellig. Normaliseringsreference for drivhuseffekten, som er global, svarer til den årlige emission af drivhusgasser fra en gennemsnitlig verdensborger. For f.eks. næringssaltbelastning er referencen en gennemsnitlig dansk borger, da denne effekt er lokal eller regional. Normaliserede miljøresultater gør det muligt at vurdere, hvilke(n) miljøeffektpotentiale(r), som er mest signifikante i forhold til en gennemsnitsborgers påvirkning på miljøet.

Deponeret øko-toksicitet er nyere miljøeffekter og er inddraget for at kunne vurdere potentielle miljøeffekter ved deponier, selvom om disse miljøeffekter først opstår om flere tusinde år (Hansen,E., 2004).

Tabel 1: Normaliseringsfaktorer (Stranddorf,H.K. m.fl., 2003;Hansen,E., 2004)

Effekt	Normaliserings-faktorer
Drivhuseffekt	8 700 000 g/PE
Forsuring	101 000 g/PE
Fotokemisk ozondannelse	20 000 g/PE
Næringssaltbelastning	260 000 g/PE
Human toksicitet	
via vand	179 000 m ³ /PE
via luft	5,56 E+10 m ³ /PE
via jord	157 m ³ /PE
Øko toksicitet	
via vand kronisk	791 000 m ³ /PE
via jord	656 000 m ³ /PE
Deponeret øko-tox	
via vand	11 400 000 m ³ /PE
via jord	506 m ³ /PE

PE: person ækvivalent per år

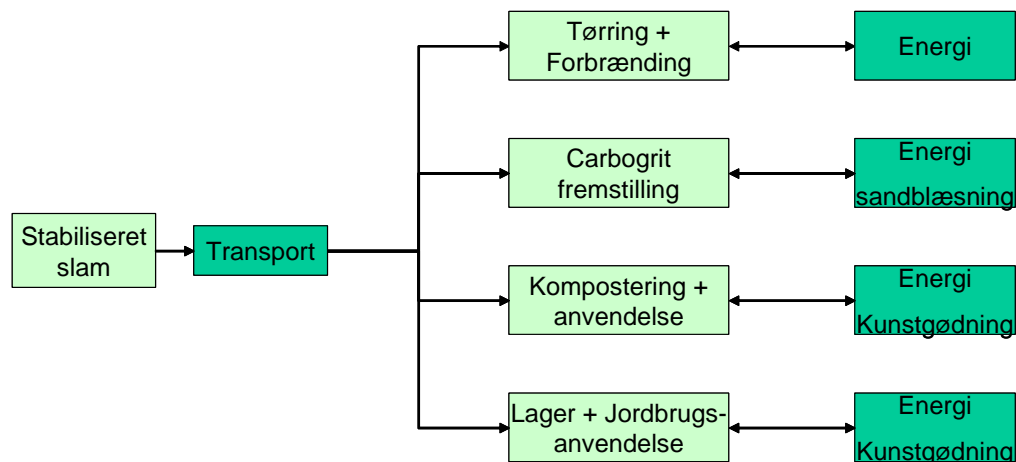
3 Genanvendelse og disponeringsscenarier

3.1 Generelle antagelser

Den funktionelle enhed, som er den fælles service i alle sammenlignelige scenarier, er bortskaffelse af 1 ton TS afvandet og udrådnat slam med en tørstofprocent på ca. 20 %. Det medfører, at den reelle mængde slam, som vurderes i det efterfølgende er ca. 5 ton våd spildevandsslam. Dette er slam, som oftest er stabiliseret ved en biologisk proces, enten aerob eller anaerob og efterfølgende afvandet.

De vurderede disponeringsscenarier inkluderer transport af slam fra renseanlæg til behandling samt en eventuel transport af produkter/restprodukter til videre disponering. Desuden inkluderes de processpecifikke emissioner, som sker på anlæggene pga. processerne og

slammets fysiske og kemiske egenskaber. Ligeledes inkluderes de forbrug (el, olie osv) som kræves af processerne, samt de emissioner, som opstår opstrøms i samfundet (på kraftvarmeværk og pga. forbrænding af olie, koks mm.). I tilfælde hvor der produceres anvendelige produkter, substitueres processer, som undgås. Dette kan være, når der produceres el og varme eller gødning, som erstatter handelsgødning. På Figur 1 ses de konceptuelle afgrænsning for scenarierne og de inkluderede processer.



Figur 1: Systemafgrænsning for disponeringsscenarier

Sammensætning af spildevandsslam fra Danmark, Tabel 2, har varieret gennem tiden. De anvendte sammensætning for følgende miljøvurdering er antaget at være fra (Miljøstyrelsen, 2004), da dette er en ny og den mest omfangsrige undersøgelse.

Tabel 2: Sammensætning af stabiliseret spildevandsslam

g/ton TS	(Jensen, J. and Jepsen, S.E., 2005)	MST, 2004 orientering nr.5 ¹⁾	Slambekendt- gørelsens grænseværdier
As (arsen)	8	10.1	
Cd (cadmium)	1.3	1.5	0,8
Cr (chrom)	21	29	100
Cu (kobber)	243	236	1.000
Hg (Kviksølv)	1.1	1.2	0,8
Ni (nikkel)	20	25	30
Pb (bly)	50	50.6	120
Zn (zink)	700	710	4.000
Tot-N		44400	
Tot-P		31900	
Tot-K		2100	
Benz(a)pyren (PAH)	1.2	2.9	3
DEHP	14	14.6	50
LAS	240	383	1.300
NPE	4	11.8	10

¹⁾ Spildevandsslam anvendt på landbrugsjord

Det antages, at indholdet af kulstof er ca. 350 kg/ton TS, ud fra betragtning om, at ca. 70 % af glødetab (VS) og ca. 50 % af VS er kulstof (Friedrich m.fl., 2002).

Desuden antages, at ammoniumindholdet, som svinger mellem 7 % til 39 % af N-tot (Lescher & Loll, 1996, Boucher m.fl., 1999, og (Shepherd, M.A., 1996) i det følgende er fastsat til 25 % af det totale kvælstof.

3.2 Beskrivelse af scenarier

I bilagene er opgjort de antagelser gjort nedenstående om forbrug og processpecifikke emissioner .

3.2.1 Carbogrit produktion

Carbogrit er et sandblæsningsmiddel som produceres af bl.a. spildevandsslam og træaffald. Produktionen af Carbogrit ved en kompostering af slam hvorefter materialet tilføres en højovn, hvor temperaturen kommer op til omkring 1800 °C. Herved bliver materialet flydende som lava, hvorefter det udsættes for en chokafkøling (RGS90, 2005). Der anvendes bl.a. elektricitet, naturgas og koks til selve processen (Rasmussen, J.O. m.fl., 2001), som er forholdsvis energikrævende, **Tabel 3**. Nyere data om energiforbrug samt emissionsværdier fra kompostering og forbrænding i højovn har ikke været tilgængelige fra RGS90 til udførelse af denne vurdering. Miljøvurderingen som Rasmussen m.fl. udførte i 2001 indeholder tal om indfyret energiressourcer, som derfor er anvendt nedenstående. Emissioner fra disse indfyrede ressourcer kan vurderes vha. databaser indeholdende opgørelser, når disse energikilder udnyttes. Emissioner som opstår pga. slamforbrændingen er vurderet til at være ens med

emissioner fra konventionelle slamforbrændingsanlæg. Emissioner stammende fra forkomposteringen, som udføres for at minimere mængden til forbrænding, antages at være ens med emissioner fra almindelig slamkompostering, se afsnit 3.2.3.

Det antages, at sandblæsningsmiddel bliver erstattet. Energiforbruget til produktion og transport af traditionelle sandblæsningsmidler er vurderet til 222 kWh per ton (Hakkinen, T. m.fl., 1999). Hvorvidt denne værdi inkluderer anvendelse af sandblæsningsmaterialet er uklart, og ved anvendelse af denne værdi overvurderes muligvis det reelle sparede energiforbrug ved substitution af traditionelle materialer.

Tabel 3: Forbrug til behandling af 1 ton slam TS ved Carbogrit fremstilling (Rasmussen, J.O. m.fl., 2001)

Forbrug	Mængde	Enhed
Elforbrug	365	kWh/ton TS
Naturgas	3,5	m ³ /ton TS
Koks	407	kg/ton TS
Sandblæsningsmiddel	-1,0	ton/ton TS

Transport af afvandet slam til Carbogrit produktion såvel transport af færdig sandblæsningsmiddel er vurderet ud fra RGS90 anlægget i Stigsnæs Industripark. Kørselsafstande fra spildevandsanlæg i Danmark til Stigsnæs varierer fra meget få kilometer til over 400 km. En gennemsnitsbetragtning, hvor afstande og mængder vægtes, anvendes i denne vurdering, og det vurderes at der gennemsnitlig skal køres ca. 150 km hver vej med afvandet slam til Stigsnæs og færdig Carbogrit produkt til anvendelse, **Tabel 4**.

Tabel 4: Transport af slam til RGS90 samt af færdig sandblæsningsmiddel til anvendelse

Kørsel	CARBOGRIT	
Fra rensningsanlæg til Stignæs	150	km
Type lastbil	-	
Læsstørrelse	15	ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2.5	km/l
Dieselforbrug, tom	3.5	km/l
TS% i slam	20	%
Dieselforbrug per ton TS	34.3	l/ton TS
Mængde Carbogrit til anvendelse	1,0	ton TS/ton TS
Til efterfølgende disponering af Carbogrit	150	km
Type lastbil	-	
Læsstørrelse	15	ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2.5	km/l
Dieselforbrug, tom	3.5	km/l
TS% i Carbogrit	100	%
Dieselforbrug per ton TS	6.9	l/ton TS
I alt l/ton TS	41	l/ton TS

Emission og spredning af tungmetaller i Carbogrit anvendelsen er ikke inkluderet i miljøvurderingen. Det må dog antages at Carbogrit indeholder flere tungmetaller end traditionelle sandblæsningsmaterialer, som delvis bliver efterladt i miljøet, da ikke al sandblæsningsmateriale bliver indsamlet ved brug.

3.2.2 Forbrænding

Data vedrørende slamforbrænding stammer fra oplysninger fra Spildevandscenter Avedøre, Renseanlæg Lynetten samt fra Lundtofte Rensningsanlæg, som er meget forskellige anlæg. Fælles for dem er, at inden forbrænding sker en centrifugering til tørstof omkring 20 % hvorefter slammet tørres med varme fra forbrændingen til et tørstof på cirka. 25-32 %. I vurderingen er der inddraget de aktiviteter, som sker efter centrifugeringen, da den funktionelle enhed, som sammenlignes i alle scenarier, er afvandet slam med TS på ca. 20 %. Energi til en eventuel tørring mm. er derimod inkluderet i vurderingen. Fælles er også at der indfyres biogas i forbrændingskammeret for at kunne holde temperaturen oppe på et bestemt niveau. På Spildevandscenter Avedøre produceres ikke energi til videresalg fra selve slamforbrændingen, men der føres varme til fortørringen. Der anvendes olie og biogas til opstart hver mandag, da forbrændingen ikke er i drift i weekenden (Guildal, 2005). På Lynetten og Lundtofte indfyres ligeledes biogas, og der produceres el/varme til salg eller til anvendelse på den anaerobe udrådningstank. På Lundtofte indfyres ligeledes andet biomasse/affald, og derved vanskeliggøres energisælget, som opstår pga. af den indfyrede slammængde. På Lynetten kommer fjernvarmesælget fra slamforbrændingen og fra fortørrerne, som begge anvender biogas. En oversigt over energiforbrug og eksport ses i Tabel 5

Tabel 5: Energibalance for slamforbrændingsanlæg inkl. en evt. fortørring og eksklusiv afvanding

-		<u>Lynetten¹⁾</u>		<u>Avedøre²⁾</u>		<u>Lundtofte³⁾</u>	
		Ind	Ud	Ind	Ud	Ind	Ud
Slam	ton TS	1		1		1	
El	kWh	395		254		795	
Olie	l	29.2		18.9		24.7	
Biogas	Nm ³	303		13.1		209	
Varme	kWh		1505		0		750 ⁴⁾
Energi	GJ	9.14	5.42	1.88	0.00	8.35	2.70
Netto energi ind	GJ/ton TS		3.7		1.9		5.6

¹⁾ Personlig kommunikation med Mikkel Mühle Poulsen, Lynetten I/S

²⁾ Månedsrapport fra maj 2005, Spildevandscenter Avedøre I/S. Maj er en repræsentativ måned (Guildal, 2005)

³⁾ Personlig kommunikation med Niels Simonsen og Poul Kjærulf, Krüger A/S

⁴⁾ Varmeeksport til anaerob udrådning af slam

Det antages, at den forbrugte biogas til slamforbrændingen alternativt kunne være brugt til kraftvarmeproduktion og derfor fortrænges en mindre mængde naturgas ved anvendelse af biogas. I beregningerne er det derfor antaget, at der anvendes naturgas i stedet for biogas i forholdet 1 Nm³ biogas til 0,58 Nm³ naturgas (beregnet fra Energistyrelsen, 2004).

Det antages, at der skal køres ca. 40 km fra renseanlæg til forbrænding, samt at slagge fra forbrændingen køres ca. 150 km. Se Tabel 6.

Tabel 6: Transport af slam til forbrænding og af forbrændingsslagger

Kørsel	FORBRÆNDING	
Fra rensningsanlæg til forbrænding	40	km
Type lastbil	-	
Læsstørrelse	15	ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2.5	km/l
Dieselforbrug, tom	3.5	km/l
TS% i slam	20	%
Dieselforbrug per ton TS	9.14	l/ton TS
Mængde slagge til efterfølgende disponering	0.2	ton TS/ton TS
Til efterfølgende disponering af slagge	150	km
Type lastbil	-	
Læsstørrelse	15	ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2.5	km/l
Dieselforbrug, tom	3.5	km/l
TS % i slagge	100	%
Dieselforbrug per ton TS	1.37	l/ton TS
I alt	10,5	l/ton TS

Ammoniakfordampning ved fortørring er som udgangspunkt antaget til at være insignifikant, idet det antages at aftrækningsluften fra fortørring føres til forbrændingskammeret og videre til røggasrensningsanlægget (Avedøre, 2005).

Luftemissioner fra slamforbrænding er estimeret fra grønne regnskaber fra Avedøre Spildevandscenter og Lynetten Renseanlæg, se bilag 2.

3.2.3 Slamkompostering

Beskrivelse og energiforbrug

Data vedrørende slam kompostering er indsamlet hovedsageligt fra KomTek Miljø, som komposterer stabiliseret spildevandsslam med have-parkaffald og andet biomasse. Slam og have-park affald udgør i alt ca. 84 % af det samlede modtaget organiske materiale (Komtek, 2005). Komposteringsprocessen er mellem 6 og 12 uger efterfulgt af en 3-4 måneders efterkompostering. Endelig sorteres komposten og modnes i op til to år. Den færdige kompost anvendes hovedsageligt i landbruget og til have-park brug.

Energiforbrug til komposteringsprocessen består hovedsageligt af elektricitet til bl.a. ventilation og diesel til håndtering i produktionen og fyringsolie til administration og varmebehandling af kompost. I denne vurdering antages, at forbrug til behandling er 1 ton spildevandsslam er svarende til de gennemsnitlige forbrug for den blandede mængde organisk materiale, som KomTek Miljø modtager. Energiforbrug til komposteringsprocessen ses i Tabel 7.

Tabel 7: Forbrug på KomTek Miljø i 2004 (KomTek, 2005)

Forbrug i 2004	i alt	per modtaget ton organisk materiale (våd vægt)	per modtaget ton TS
Elektricitet	351 000 kW h	8,17 kWh/ton	41 kWh/ton TS
Diesel	103 726 l	2,41 l/ton	12 l/ton TS
Fyringsolie	15 255 l	0,355 l/ton	1,8 l/ton TS

Transportbehovet til kompostering afhænger antallet af slamkomposteringsfaciliteter i Danmark samt villigheden hos bl.a. landmænd til at aftage den færdige kompost. Det er antaget i denne vurdering, at afstandene med slam til komposteringsanlæg er 100 km og med færdig kompost til anvendelse ca. 40 km i gennemsnit (Larsen, 2005), Tabel 8.

Tabel 8: Transport af slam til kompostering og af kompost til anvendelse

Kørsel	KOMPOSTERING	
Fra rensningsanlæg til kompostering	100	km
Type lastbil	-	
Læsstørrelse (våd vægt)	15	ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2.5	km/l
Dieselforbrug, tom	3.5	km/l
TS% i slam	20	%
Dieselforbrug per ton TS	22.86	l/ton TS
Mængde kompost (TS) til efterfølgende disponering	0.6	ton TS/ton TS
Til efterfølgende anvendelse af kompost	40	km
Type lastbil	-	
Læsstørrelse (våd vægt)	15	ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2.5	km/l
Dieselforbrug, tom	3.5	km/l
TS % i kompost	60	%
Dieselforbrug per ton TS	1.83	l/ton TS
I alt	25	l/ton TS

Udbringning af kompost på markerne medfører ligeledes et forbrug af brændstof. Det antages, at forbruget til udbringning er på ca. 15 MJ diesel (svarende til 0,4 l) per ton kompost (Finnveden, G. m.fl., 2000), svarende til **0,4 liter diesel per ton TS slam**, da der produceres ca. 1 ton våd kompost af 1 ton TS slam.

Emissioner fra kompostering

Metanemissioner fra kompostering af spildevandsslam er svært kvantificerbare. Der er udført målinger på KomTek Miljø fra miler og haller, men metanindholdet varierer signifikant mellem målingerne (fra 0 % til 61 % i afstrømningsluften, med en median på 1,15 % vol. (excel ark fra KomTek)). Dette kan bl.a. skyldes forskellige atmosfæriske forhold samt forskellige forhold vedrørende vending og flytning af miler, som kan have indvirkning på metanemissionen (Rambøll, 2001). Ved kompostering af bioaffald kan det forventes at der dannes metan af ca. 1,7 % af det totale kulstof ved kompostering og efterkompostering (Vogt m.fl., 2002). Dette vil danne ca. 8 kg CH₄ per ton TS, ved 350 kg C/ton TS. Den svenske affaldsmodel ORWARE har dog en værdi på 0,35 % af det totale kulstof (hvilket vil medføre en metanemission på ca. 1,6 kg). Det må dog i alle tilfælde afhænge af hvorledes komposteringsprocessen drives, og i det følgende er der antaget en emission på **3,5 kg CH₄/ton TS** spildevandsslam, svarende til ca. **0,75 % af C-tot.**

Kvælstoftab under kompostering i KomTek's miler tyder på at ca. 30 % af N-tot tabes (analyserapporter, Analycen og Eurofins) hvor (Vogt m.fl., 2002) har fundet kvælstoftab til ca. 40 % af N-tot. Af den tabte kvælstof antager (Vogt m.fl., 2002) at:

- ca. 96 % dannes til NH₃

- 2 % til N_2O og
- 2 % til N_2 .

Dette kan dog være lidt overestimeret for NH_3 , da ammoniumindholdet i slam er lavere end i organisk dagrenovation, men da der foregår en mineralisering af organisk bundet kvælstof ved komposteringsprocessen er det forventeligt, at størstedelen af kvælstoftabet er som ammoniak fordampning (Stoumann Jensen, 2005). Boucher m.fl. 1999, har fundet at ca. 20 % af N-tot fordampes som ammoniak ved slamkompostering, mens Winter m.fl. 2004, har fundet at ca. 31 % af N-tot fordampes ved slamkompostering og sandsynligvis som ammoniak. Hüther m.fl. 1997 fandt at ved kompostering af kvæggødning op til 17 % af N-tot fordampes som ammoniak ved en 11 ugers lang kompostering. Ammoniakemissionen afhænger dog meget af luftgennemstrømningen i kompostmilerne.

Ligeledes kan produktionen af lattergas være lidt overestimeret i forhold til emissionen af frit kvælstof. Det er forventeligt at lattergasemissionen vil være mindre og i værste fald i samme størrelse som emissionen af frit kvælstof (Stoumann Jensen, 2005). Dette kan derfor antages for at være worst case scenario mht. emissionen af lattergas. Hüther m.fl., 1997, har fundet ved kvæggødningskompostering at mellem 0 og 1,5 % af N-tot omdannes til lattergas faldende med stigende luftgennemstrømning.

I denne vurdering antages på baggrund af ovenstående, at **20 % af N-tot** fordampes som ammoniak (Boucher m.fl. 1999), eller at af de 30 % kvælstoftab, som sker under komposteringen:

- ca. 66 % af N_{tab} til NH_3
- 2 % N_{tab} til N_2O og
- 32 % af N_{tab} til N_2 .

Anvendelse af kompost

Indhold af næringssalte (kvælstof, fosfor og kalium) i den færdige kompost stammer ikke alene fra spildevandsslammet, men også fra andre organiske materialer, som komposteringsanlægget modtager. Denne vurdering skal sammenligne disponering af spildevandsslam og derfor bør kun næringssalte (NPK) fra slammet medtages i beregningerne. Det antages, at tabet af næringssalte under komposteringsprocessen er meget begrænset med undtagelse af kvælstof, hvor ca. 30 % tabes (analyserapporter fra AnalyCen og .Eurofins). Ved anvendelse af kompost på landbrugsjord, antages at kunstgødning er erstattet på baggrund af indholdet af N, P og K. For hver ton TS spildevandsslam komposteret recirkuleres følgende mængde N, P og K til landbrugsjorden (beregnet på baggrund af Tabel 2):

N:	31,1 kg
P:	31,9 kg
K:	2,1 kg

Dette svarer til, at ca. 48 kg NPK gødning [N:P:K = 16:32:2] erstattes ved anvendelse af kompost fra 1 ton TS spildevandsslam, da ca. 45 % af kvælstoffet i slamkompost er tilgængeligt for planteoptag i forhold til kvælstof i kunstgødning (Plantedirektoratet, 2005) mens fosfor og kalium substituerer handelsgødning 100 %. Ved denne substitution undgås både

emissioner fra produktion af handelsgødning samt jordemissioner af tungmetaller, som er indeholdt i handelsgødning. Tabel 9 viser tungmetalindholdet i N, P og K gødning, men der forekommer store variationer af indhold i især fosforgødning.

Tabel 9: Tungmetalindhold i kunstgødning (Audsley et al, 1997)

Jordemissioner ved anvendelse af NPK kunstgødning	N g/kg gødning	P g/kg gødning	K g/kg gødning
As (arsen)	0.0012	0.0233	0.0011
Cd (cadmium)	0.0007	0.126 ¹⁾	0.0001
Cr (chrom)	0.0102	6.195 ²⁾	0.0033
Cu (kobber)	0.0151	0.2137	0.0061
Hg (kviksølv)	0.0000	0.0002	0.0001
Ni (nikkel)	0.0121	0.1046	0.0037
Pb (bly)	0.0039	0.0257	0.0024
Se (selen)	0.0009	0.0077	0.0005
Zn	0.1084	0.9211	0.0480

¹⁾ Cd indhold mellem 0,001 g/kg P til 0,26 g/kg P

²⁾ Cr indhold mellem 1,15 g/kg P til 13 g/kg P, antagelse af Cr er Cr-III

De ekstra emissioner af næringssalte som opstår ved anvendelse af komposteret dagrenovation i forhold til handelsgødning varierer mht. jordtype, region, landbrugstype og dyreholdsdensiteten (Bruun og Stoumann Jensen, 2005). Værdierne repræsenterer den ekstra emission, som opstår ved anvendelse af kompost i stedet for anvendelse af handelsgødning:

- 1,6 – 55 % af N-tot som NH_3
- 1,4 – 2,2 % af N-tot som N_2O ,
- 7 - 61 % af N-tot som NO_3^- ,

Den ekstra ammoniakemission ved slamkompostanvendelse i forhold til handelsgødningsanvendelse er undersøgt af (He,Z.L. m.fl., 2003) til at være mellem 0,02 % og 0,4 % afhængig af om komposten bliver pløjet ned i jorden eller ikke, og er væsentlig lavere end ved anvendelse af dagrenovationskompost. Der er derfor i det følgende antaget en værdi på **1,6%**. Det er dog i alle tilfælde væsentlig lavere end den ammoniakemission, som sker under selve komposteringsprocessen, hvorfor det er af mindre betydning.

Den ekstra emission af lattergas i forhold til anvendelse af handelsgødning er estimeret ud fra (Bruun og Stoumann Jensen, 2005) til **1,4 % af N-tot**.

Den høje nitratemission som opstår ved anvendelse af komposteret dagrenovation synes høje og da det ikke er forventeligt, at nitratemissionen er højere end ved anvendelse af ikke-behandlet slam, anvendes den samme værdi som ved jordbrugsanvendelse; **10 % af N-tot** emitteres som NO_3^- (se afsnit 3.2.4).

Tabel 10: Emissioner ved kompostering og kompostanvendelse

	Boucher m.fl. 1999	Vogt m.fl., 2002	Hüther m.fl., 1997	Bruun & Stoumann Jensen, 2005 ¹⁾	He m.fl. 2003 ¹⁾	Anvendte værdier
Type biomasse:	slam	dagrenovation	kvæggødning	komposteret dagrenovation	komposter et slam	
Ved kompostering af slam						
NH ₃ af N-tot	20 %	29 %	0 – 17 %			20 %
N ₂ O af N-tot		0,6 %	0 – 1,5 %			0,6 %
CH ₄ af C-tot		1,7 %	0 – 2,6 %			0,75 %
Ved anvendelse af slamkompost						
NH ₃ af N-tot i kompost				1,6 – 55 %	0,02 – 0,4 %	1,6 %
N ₂ O af N-tot i kompost				1,4 – 2,2 %		1,4 %
NO ₃ - af N-tot i kompost				7 – 61 %		10 % ²⁾

¹⁾ De ekstra emissioner som opstår i forhold til anvendelse af handelsgødning

²⁾ som ved slam anvendelse, se efterfølgende afsnit

Ved udbringning af kompost på landbrugsjord oplagres der kulstof i jorden i en periode efter udbringning. Det antages, at der efter 100 år er ca. 14 % af det udbragte kulstof tilbage i jorden (Bruun & Stoumann Jensen, 2005). Dette medfører en undgået CO₂ emission på 510 g/kg C udbragt eller ca. **90 kg CO₂/ton TS** slam, som er komposteret og udbragt på jord. Her er det antaget, at ca. 50 % af kulstoffet omsættes og tabes ved kompostering. (Hogg, D., 2002) har dog fundet, at kun ca. 13 % af udbragt kulstof på jord er tilbage allerede efter 50 år.

Miljøfremmede stoffer i organisk kan blive helt eller delvis nedbrudt ved kompostering. Det er fundet følgende:

- PAH nedbrydes ca. 50 % (Lazzari, L. m.fl., 1999) og 40 – 80 % (KomTek, 2002)
- DEHP nedbrydes 60 - 95 % (Komtek, 2002)
- LAS ca. 100 % (KomTek, 2002)
- NPE ca. 55 – 92 % (KomTek, 2002)

Ved denne vurdering er de nedre værdier i intervallerne anvendt, da det vil være det mest konservative og forsigtige skøn, Tabel 11.

Tabel 11: Nedbrydningsgrader ved kompostering af spildevandsslam i vurdering

Nedbrydning	%
PAH	40
DEHP	60
LAS	100
NPE	55

3.2.4 Direkte anvendelse af slam

Emissioner ved slamlagring

Ved direkte anvendelse af spildevandsslam er en slamlagring nødvendig med kapacitet til mindst ni måneder, da der ifølge slambekendtgørelsen (Slambekendtgørelse, 2000) ikke må udbringes slam hele året. Slamlagrene vil oftest være placeret hos den enkelte landmand uden det kræves at slamlagret er overdækket med gasopsamling. Herved opstår der risiko for bl.a. metan emission fra slamlageret, og et potentielt bidrag til drivhusgaseffekten. Metanemissionen fra gylletanke indeholdende afgasset biomasse fra biogasanlæg er tidligere blevet undersøgt (Gabriel, S. m.fl., 2003). Metanemissionen blev kontinuert målt over et år og holdt op mod den faktiske mængde i gyllebeholderen, som løbende bliver fyldt op. Undersøgelsen viste, at ca. 3 % af restmetanpotentialet blev emitteret, svarende til $2,75 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ per ton glødetab (VS). Metanemissionen svarede til ca. 0,8 % af den producerede mængde metan i biogasanlægget. Spildevandsslam medfører en biogas produktion på ca. $319 \text{ Nm}^3/\text{ton TS}$ (Spildevandscenter Avedøre, 2005), og overføres resultatet fra afgasset dagrenovation til spildevandsslam, kan det forventes at der emitteres ca. $2,6 \text{ Nm}^3$ biogas per ton TS, såfremt spildevandsslammet er stabiliseret ved anaerob udrådning. Denne værdi er ca. lig $1,2 \text{ kg CH}_4$ (ved 65 % CH_4 i biogas) per ton TS. Det antages, at der er et større restmetanpotentiale efter anaerob slamudrådning, da opholdstiden ofte er kortere end ved udrådning af dagrenovation. Samtidig er der ikke efterafgasning af spildevandsslam, hvor ved efterafgasning af dagrenovation opnås et merudbytte af metan. Ved slamudrådning er biogaspotentialet på ca. $490 \text{ Nm}^3/\text{ton TS}$ (Biowaste, 2005) svarende til at der opnås ca. 65 % af potentialet, hvor der opnås ca. 75 % ved udrådning af dagrenovation (Christensen, T.H. m.fl., 2003). Dette betyder at restpotentialet efter udrådning af spildevandsslam ligger i størrelsesordenen $170 \text{ Nm}^3/\text{ton TS}$. Da der udvikles ca. 3 % af restpotentialet (Gabriel, S. m.fl., 2003) kan det antages at der dannes ca. $3,3 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ (ved 65 %) per ton TS eller $2,3 \text{ kg}$ metan. Det er dog ikke al spildevandsslam, som er stabiliseret ved anaerob udrådning. Andre undersøgelser har påvist metanemission ved lagring af kvæggylle som opnår mellem 0,63 % til 3,58 % af det total kulstof i løbet af en 4 måneders opholdstid (Hüther m.fl. 1997). Overføres dette til spildevandsslam opnås en metanemission på ca. $3,4 - 19 \text{ kg CH}_4/\text{ton TS}$ spildevandsslam. Her antages en metanemission på **9,3 kg $\text{CH}_4/\text{ton TS}$** , svarende til ca. **2,0 % af C-tot.**

Emission af NH_3 ved slamlagring varierer mellem 2 % og 10 % af N-tot i gylle (Henriksen, m.fl., 1995); 1,5 % til 17 % ved lagring af kvæggylle i 4 måneder (Hüther, 1997). Emissionen er i det følgende antaget til **4 % af N-tot** svarende til ca. 16 % af ammoniumindholdet i slammet.

Denne værdi svarer til et gennemsnit baseret på en række danske markforsøg lavet af (Sommer et al, 2001).

N₂O emissionen er antaget til **0,5 % af N-tot** ved lagring over en fire måneders periode (Hüther m.fl. 1997).

Emissioner ved anvendelse af spildevandsslam i landbrug

Ved udbringning af et ton TS spildevandsslam recirkuleres følgende mængde N, P og K til landbrugsjorden, da tab af næringssalte under slamlagring antages at være insignifikante:

N:	44,4 kg
P:	31,9 kg
K:	2,1 kg

Herved erstattes ca. 54 kg NPK gødning [N:P:K = 20:32:2], da kvælstoffet i spildevandsslammet substituerer handelsgødning med 45 % (Plantedirektoratet, 2005).

Ved anvendelse af afgasset dagrenovation på marker er der fundet en øget emission af ammoniak i forhold til anvendelse af handelsgødning på 7,5 % af N-tot (som afgasset dagrenovation, Bruun & Jensen Stoumann, 2005). (He,Z.L. m.fl., 1999) har fundet at mellem 15 og 23 % af ammonium N fordampes som ammoniak. Dette overført medfører, at ca. **5 % af N-tot** fordampes som ammoniak, hvilket er antaget i det følgende.

Meremissionen af lattergas, N₂O, i forhold til anvendelse af handelsgødning er antaget til ca. **1,4 % af N-tot** efter udbringning (Bruun & Stoumann Jensen, 2005).

Nitratemissionen ved slamanvendelse på jordbrug er estimeret på baggrund af (Shepherd,M.A., 1996), som har fundet, at mellem 2 % og 11 % af N-tot i afvandet bioforgasset spildevandsslam udvaskes som nitrat afhængig af årstid. Denne undersøgelse er udført på sandede jorde og med dyrkning af sommer- og vinterbyg. Ved anvendelse af afgasset husholdningsaffald på jordbrug varierer merudvaskningen meget afhængig af jordbrugstype, egn, og jordtype og ligger mellem 19 og 60 % af N-tot (Bruun & Stoumann Jensen, 2005), hvilket er væsentlig mere end ved anvendelse af afgasset spildevandsslam, se **Tabel 12**. Der er i denne vurdering på baggrund af ovenstående antaget en nitratudvaskning på **10 % af N-tot**.

Tilførslen af tungmetaller til jorden er bestemt af slammets indhold af tungmetaller. Det antages, at ingen tungmetaller fjernes under lagringen. For handelsgødning er anvendt eksempler på tungmetalindhold fra (Audsley et al, 1997), se **Tabel 9**.

Ved udbringning af slam på landbrugsjord oplagres der kulstof i jorden i en periode efter udbringning. Det antages, at efter 100 år er ca. 14 % af det udbragte kulstof tilbage i jorden (Bruun & Stoumann Jensen, 2005). Dette medfører en undgået CO₂ emission på 510 g/kg C udbragt eller ca. **180 kg CO₂/ton TS** slam udbragt på jord.

Tabel 12: Emissioner ved lagring og jordbrugsanvendelse

	Hüther, 1997	Henriksen, 1995	Bruun & Stoumann Jensen, 2005 ¹⁾	Shepherd,M.A 1996	Anvendte værdier
Type biomasse:	Kvæggødning	Gylletanke	afgasset dagrenovation	Afgasset og afvandet slam	
Ved lagring af slam					
NH ₃ af N-tot	1,5 -17 %	2-10 %			4 %
N ₂ O af N-tot	0 – 19,8 %				0,5 %
CH ₄ af C-tot	0,63 – 3,58 %				2,0 %
Ved anvendelse af spildevandsslam					
NH ₃ af N-tot			7,5 – 10,5 %		5 % ²⁾
N ₂ O af N-tot			1,3 – 1,7 %		1,4 %
NO ₃ ⁻ af N-tot			19 – 60 %	2 – 11 %	10 %

¹⁾ De ekstra emissioner som opstår i forhold til anvendelse af handelsgødning

²⁾ 15-23 % af NH₄-N, (He,Z.L. m.fl., 1999)

Ved lagring af slam er nedbrydning af de miljøfremmede stoffer, LAS, NPE, DEHP og PAH'er undersøgt (Hedeselskabet, 2000). Der blev målt på fuldskala forsøg på udrådnets spildevandsslam i en periode på knap to år. Forsøget påviste delvis nedbrydning af visse af stofferne, se Tabel 13.

Tabel 13: Nedbrydningsgrader ved slamlagring (Hedeselskabet, 2000)

Nedbrydning	%
PAH	0-27
DEHP	0-14
LAS	ca. 41
NPE	0

Metaller i slammet antages ikke at fordampe eller blive fjernet, og vil derfor direkte blive tilført landbrugsjorden.

Der er ikke antaget energiforbrug til selve lagringen, men kun i forbindelse med transport og udspredning af spildevandsslam. I alt udgør dette et forbrug på ca. **11 liter diesel per ton TS** slam, se Tabel 14.

Tabel 14: Transport af slam til direkte anvendelse i jordbrug (Mouritsen, 2005)

Kørsel	JORDBRUG	
Fra rensningsanlæg	40	km
Type lastbil		-
Læsstørrelse	12	ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2.5	km/l
Dieselforbrug, tom	3.5	km/l
TS% i slam	20	%
Dieselforbrug per ton TS	11.4	l/ton TS

Udbringning af slam på markerne medfører ligeledes et forbrug af brændstof. Det antages, at forbruget til udbringning er på ca. 20 MJ diesel (svarende til 0,6 l) per ton slam (Finnveden, G. m.fl., 2000), svarende til **2,8 liter diesel per ton TS slam**.

4 Resultater

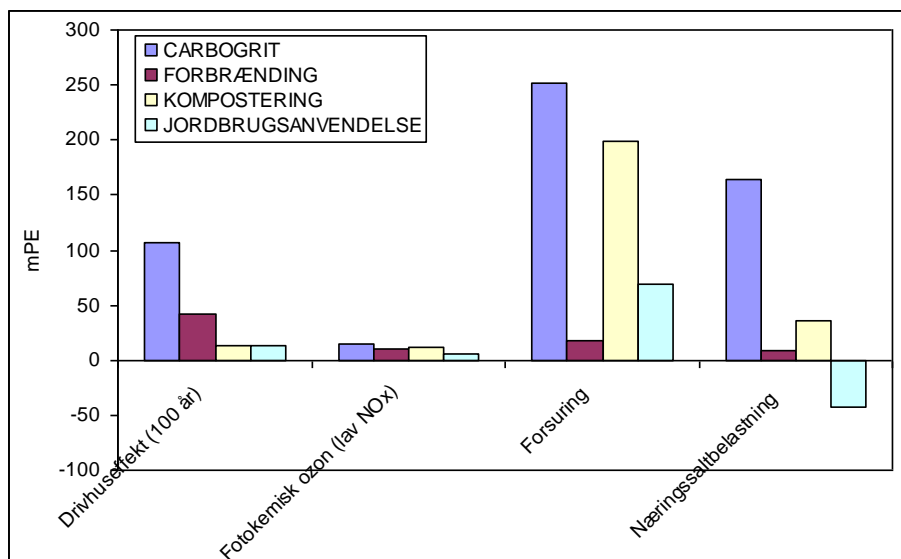
4.1 Miljøvurdering

4.1.1 Miljøresultater

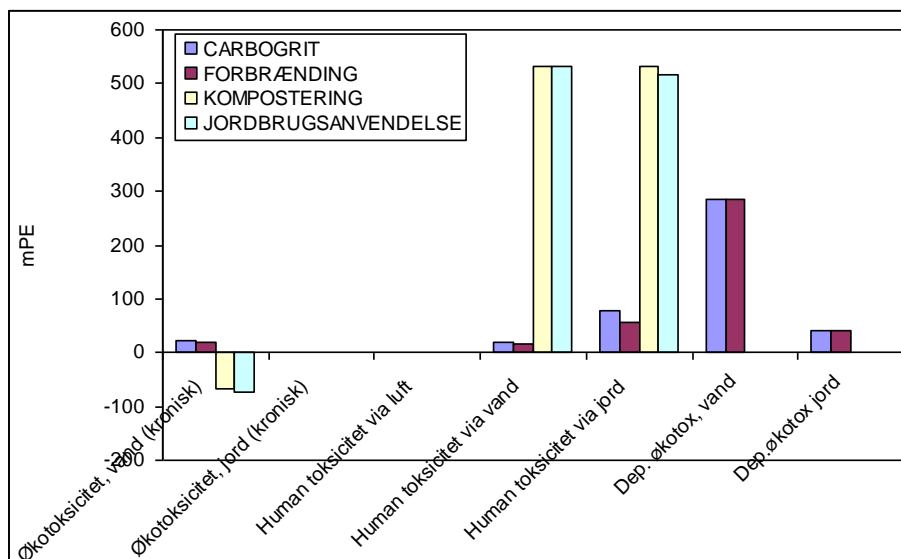
Livscyklusresultaterne, som opgjort i Figur 2 og i Bilag 5 enkeltvis for de fire disponeringsscenarier, er behæftet med store usikkerheder, og det er derfor vanskeligt at vurdere, hvilken disposition som er den mest miljømæssige fordelagtige. Der skal være signifikante forskelle i miljøpotentialerne, før det kan konkluderes at der faktisk er en miljømæssig forskel. Figur 2 viser de normaliserede ikke-toksiske miljøeffekter. Højden på søjlerne repræsenterer miljøpåvirkningen ved disponering af 1 ton spildevandsslam TS i forhold til miljøpåvirkningen fra en gennemsnitsborger.

Positive værdier afspejler en potentiel miljøpåvirkning, mens en negativ værdi afspejler en sparet eller undgået miljøpåvirkning. Den negative værdi for næringssaltbelastning for jordbrugsanvendelse skyldes substitution af fosforgødning, som ved produktion har et væsentlig potentielt bidrag til denne miljøeffekt.

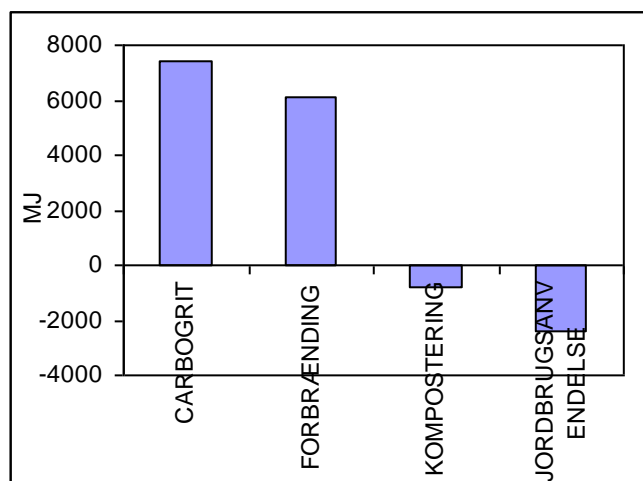
Energiforbrug til disponeringerne ses i Figur 4 og det fremgår deraf at forbrænding og Carbogrit processerne er tydeligt de mest energikrævende, mens kompostering og jordbrugsanvendelse total set er energibesparende pga. substitution af handelsgødning.



Figur 2: Ikke-toksiske miljøpotentialer ved disponering af 1 ton TS spildevandsslam



Figur 3: Toksiske miljøpotentialer ved disponering af 1 ton TS spildevandsslam



Figur 4: Forbrug af energi til disponering af 1 ton TS spildevandsslam

4.1.2 Følsomhedsanalyse

For at vurdere usikkerhederne forbundet med ovenstående resultater, er der udført følsomhedsanalyse på udvalgte parametre. De procentvise ændringer ved følsomhedsanalyserne ses i Bilag 6.

- | | |
|---|---------------------------------|
| 1. Indhold af Hg, Cd, As, Pb | ± 50 % |
| 2. Indhold af NPK i slam | ± 50 % |
| 3. Energi til Carbogrit fremstilling | ± 50 % |
| 4. Energiforbrug til traditionelle sandblæsningsmidler | ± 100 % |
| 5. Transport afstande | ± 50 % |
| a. Til Carbogrit og til anvendelse | |
| b. Til forbrænding | |
| c. Til kompostering | |
| d. Til jordbrug | |
| 6. Slamforbrændingsanlæg | Avedøre, Lynetten og Lundftofte |
| 7. Varmeeksport fra slamforbrænding | ± 50 % |
| 8. Metan emissioner fra kompostering og fra slamlagring | ± 50 % |
| 9. Fosfor substitution | 0% og 50% |
| 10. Ammoniak emission fra kompostering og lagring | ± 50 % |
| 11. Nitratemission fra anvendelse af kompost og slam | ± 50 % |

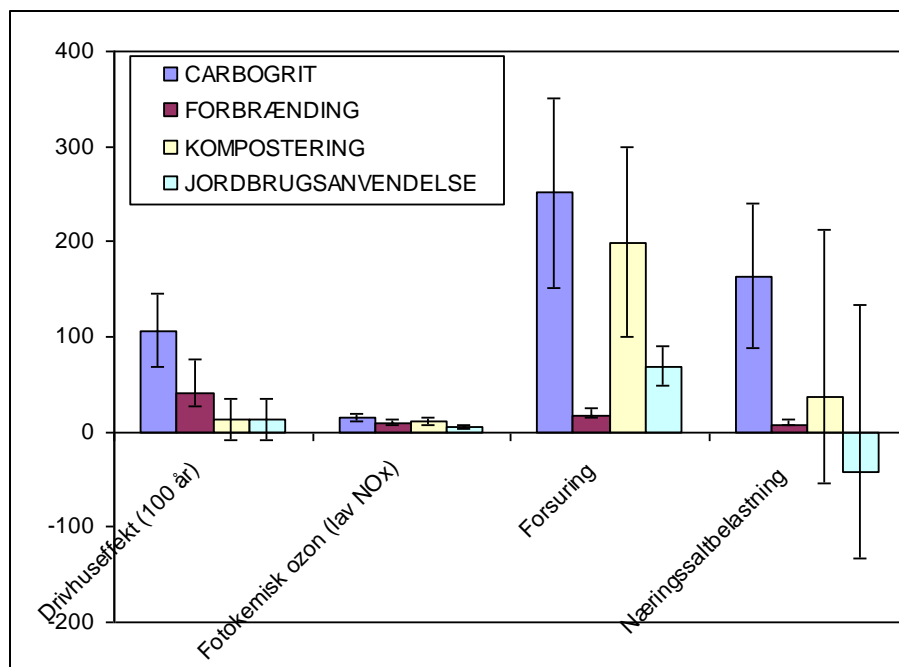
På Figur 5 og Figur 6 ses usikkerhedsintervaller på de potentielle miljøeffekter baseret på de største udsving i følsomhedsanalysen.

Drivhuseffekten er følsom for energiforbrug og for metan emission for de to jordbrugsanvendelser.

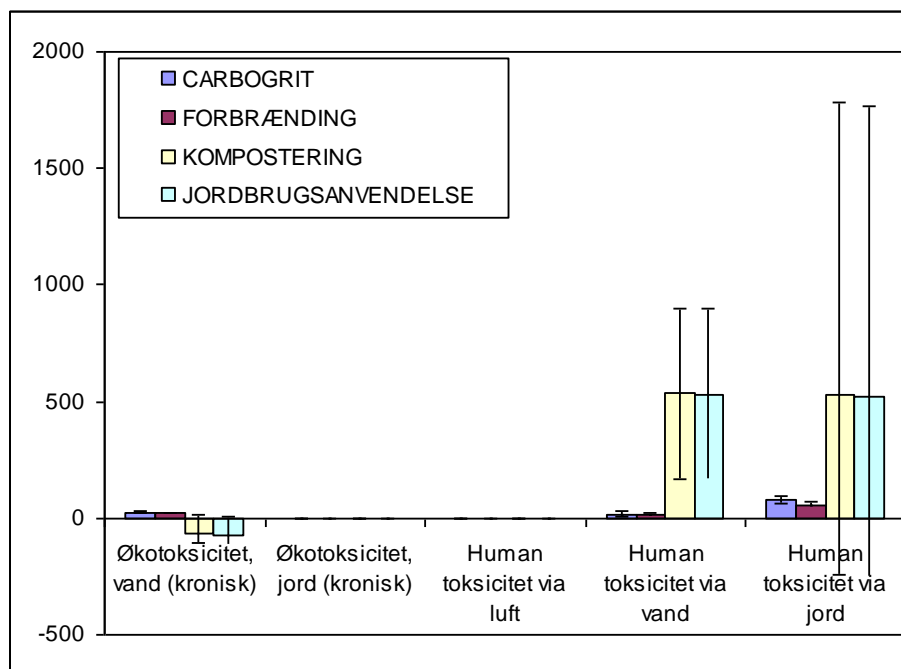
Der er ikke store usikkerheder ved fotokemisk ozon dannelse (smog).

Forsuring og næringssaltbelastning indeholder stor følsomhed overfor emissionen af ammoniak fra kompostering og nitrat fra anvendelse af slamkompost og lagret slam. Emissionsværdier for disse stoffer er desuden forbundet med væsentlig usikkerheder og kan variere meget afhængig af komposteringsdriften og af udbringningen af slam og slamkompost.

Human toksicitet via jord er meget følsom overfor indholdet af tungmetaller og især indholdet af kviksølv og arsen, som er de altoverskyggende stoffer, som bidrager til denne potentielle miljøpåvirkning.



Figur 5: Usikkerheder ved ikke-toksiske miljøpotentialer



Figur 6: Usikkerheder ved toksiske miljøpotentialer

4.1.3 Diskussion

Ammoniak og nitrat fra kompostering, slamlagring og anvendelse af slam og slamkompost er væsentlige emissioner, som er afgørende for potentielle påvirkninger af forurening og næringssaltbelastning. Der er store usikkerheder forbundet med de anvendte værdier for ammoniak og nitrat, da mange af disse værdier er estimerede ud fra undersøgelser på bl.a. kompost af husholdningsaffald, bioforgasset husholdningsaffald og kvæggylle. For at opnå mere præcise data, kræves undersøgelser på spildevandsslam i de enkelte tilfælde.

Ligeledes er metanemissionen fra både slamlagring og slamkompostering forbundet med væsentlige usikkerheder. Det kan dog nævnes, at metanemissionen kun har begrænset effekt på miljøpotentialerne, da drivhuseffekten ved kompostering og jordbrugsanvendelse er væsentlig mindre end ved forbrænding og Carbo-grit scenarierne.

Kviksølvemissionen er yderst afgørende ved kompostering og anvendelse på jordbrug, da det potentielt bidrager væsentligt til helbredsmæssige problemer. Det er i UMIP metoden med de givne miljøeffektfaktorer vurderet hvordan de enkelte stoffers skæbne er, ved emission til jord, luft og vand. Herunder er det antaget, at en stor del af emitteret kviksølv pga. flygtigheden af stoffet før eller siden udfældes i vandmiljøet uanset om kviksølv emitteres til luft, jord eller vand. Herved bidrager emission af Hg signifikant til human toksicitet via vand. Dette er et metodemæssigt problem ved UMIP metoden, da denne overførsel fra jord til vand er meget afhængig af de geografiske omstændigheder, samt at den ikke foregår umiddelbart efter udbringning, som resultaterne ellers indikerer.

Resultaterne tyder på, at de normaliserede potentielle toksiske miljøeffekter (human tox via vand og via jord) ved disponering af spildevandsslam er væsentlig højere end de ikke-toksiske miljøeffekter. Antages at al spildevandsslam (ca. 140000 ton TS) bliver anvendt på landbrugsjorden ville disse miljøeffekter kun bidrage med ca. 1 % af den totale potentiale for human toksicitet, som opstår pga. de samlede aktiviteter i samfundet. De potentielle human toksiske miljøeffekter skyldes emissionen af arsen og kviksølv, som i øvrigt er reguleret med grænseværdier for slam, der anvendes i landbruget.

Fosforsubstitution og fosforindholdet i slam har også afgørende effekt på de potentielle human toksiske effekter, da der er relative høje metal koncentrationer på fosforholdig handelsgødning. Hvis substitution af fosfor gødning ikke finder sted eller hvis fosforindholdet mindskes, bliver potentialerne for human toksicitet væsentlig forøget, da der ikke "spares" eller "undgås" en jordemission af tungmetaller fra handelsgødningen. Fosforsubstitution eller fosforindholdet har også signifikant betydning på den potentielle næringssaltbelastning, som stiger ved mindsket substitution eller ved øget fosforindhold i slam. Dette skyldes en fosforemission til vandmiljøet ved selve produktionen af fosfor handelsgødning, og denne emission undgås når fosfor handelsgødning substitueres. Denne næringssaltbelastning sker således ikke i lokalmiljøet men i den region eller i det land hvor fosforproduktionen finder sted.

Ved forbrænding renses kviksølv fra i røggassen, og emissionen er derfor væsentlig lavere. Til gengæld opstår røggasrensingsprodukter (flyveaske), som bør håndteres forsvarligt. Miljøeffekterne ved deponering af flyveaske er medtaget som deponeret øko-tox i denne vurdering, men der er ikke modelleret de faktiske emissioner fra deponi, da udvaskning fra specialdeponier er yderst vanskelig at kvantificere. Dette bør medtages i en dybdegående miljøvurdering, da det må antages at udgøre en miljømæssig fare på lang sigt. Den deponerede toksicitet afspejler dog denne risiko på lang sigt.

DEHP (phtalater) ikke med i LCA beregninger, da der ikke er fundet miljøeffektfaktorer for DEHP i UMIP metoden. Det er dog forsøgt at vurdere det potentielle enhedsbidrag fra DEHP, ved at kigge på andre LCA metoder. CML2 metoden, som følger et helt anden metode, har miljøeffektfaktorer på DEHP til jord. Miljøeffektfaktoren ligger på ca. 1/3000-del af faktoren for Hg. Overføres dette forhold til UMIP metoden bliver påvirkning fra DEHP indholdet ikke signifikant, da DEHP indholdet ligger på et niveau på 'kun' ca. 5 gange højere end kviksølv.

5 Regulering og økonomi

5.1 Mål for slamdisponering i Danmark og EU

5. Regulering og økonomi

5.2 5.1 Mål for slamdisponering i Danmark og EU

Den andel af spildevandsslammet der bliver genanvendt på landbrugsjord er siden 1999 faldet fra 61% til ca. 50-55% i dag. Den tidligere høje genanvendelsesprocent ved udbringning af slam på landbrugsjord har været svær at opretholde selvom slammet har en kvalitet så det kan genanvendes jf. slambekendtgørelsens krav. Dette skyldes flere ting bl.a. landmændenes usikkerhed omkring anvendelsen af slammet, et øget pres på jorden fra bl.a. husdyrgødning, således at det er sværere for kommunerne at finde arealer til genanvendelsen og sikkerhed for afsætning af slammet for Kommunerne samt den kommunalpolitiske holdning til genanvendelse af slam.

Miljøstyrelsen ønsker generelt at genanvende spildevandsslammet, da slammets indhold af næringsstoffer – især fosfor, der er en begrænset ressource i verden – hermed bliver genanvendt. Miljøstyrelsens sigtelinie er på den baggrund at genanvende 50% af slammet i år 2008 og forbrænde 25% i industrielle processer med udnyttelse af slammets uorganiske bestanddele (f.eks. carbogrit eller cementproduktion). Det forventes, at maksimalt 20% af den resterende del af slammet forbrændes og maksimalt 5% deponeres i år 2008.

Affaldsafgiften understøtter ønsket om øget genanvendelse, da forbrænding af slammet er pålagt med en afgift. Dette betyder, at det er billigere at genanvende slammet på landbrugsjord fremfor at brænde det af.

Genanvendelsen af slam på landbrugsjord reguleres gennem Slambekendtgørelsen. I slambekendtgørelsen stilles krav til tungmetalindhold og visse organiske miljøfremmede stoffer i slammet ved jordbrugsanvendelse. Kvaliteten af slammet er gennem årene blevet forbedret. Ved en yderligere reduktion af forbruget af de miljøfremmede stoffer gennem de fastsatte grænse- og afskæringsværdier forventes mulighederne for øget genanvendelse at blive forbedret.

Forbrændingsprocesser med anvendelse af asken til f.eks. sandblæsning og cementproduktion opfattes ikke som genanvendelse; men der i mod som bortskaffelse med en intelligent udnyttelse af den uorganiske rest. For at der kan være tale om genanvendelse kræves det, at slammets indhold af næringsstoffer udnyttes. For slam, der ikke genanvendes til jordbrugsformål, er det Miljøstyrelsens holdning, at det er vigtigt, at det uorganiske indhold (asken) kan genanvendes i industrielle processer som f.eks. cement eller sandblæsningsmiddel fremstilling.

I EU-regi blev der i 1986 vedtaget et slamdirektiv. Slamdirektivet omfatter spildevandsslam fra renseanlæg og regulerer anvendelse af slammet på landbrugsjord. Der er opsat

grænseværdier for slammets indhold af tungmetaller samt krav om registrering af slammet. EU har gennem flere år arbejdet med at revidere slamdirektivet og det sidste arbejdsrapport lægger op til at en regulering af genanvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord som nærmer sig den tankegang og de krav, der ligger i den danske slambekendtgørelse.

De sidste par år har arbejdet med Slamdirektivet været underlagt arbejdet i EU's jordstrategi. Det er imidlertid blevet ændret og en fremtidig revision af slamdirektivet vil nu blive integreret i arbejdet omkring den tematiske strategi om affald.

Både i Danmark og i EU er der de seneste år opstået en stadig større efterspørgsel efter landbrugsarealer, hvor der kan udbringes husdyrgødning og affaldsprodukter. Hvis denne udvikling fortsætter, kan det på længere sigt blive svært at afsætte slam til landbrugsjorden på grund af konkurrence om arealet. Prissætning vil umiddelbart kunne løse problemet for slam, men ikke det generelle problem med mangel på areal til genanvendelse af husdyrgødning og organiske affaldsprodukter.

5.3 Vurdering af slamdisponering

Det vurderes generelt, at Miljøstyrelsens mål for genanvendelse tager udgangspunkt i "Affaldshierarkiet" og en økonomisk betragtning af den billigste bortskaffelsesmetode. Der har indtil udarbejdelsen af dette projekt ikke foreligget en LCA-sceening, der kan understøtte en anbefaling af én metode til slamdisponering f.eks. landbrugsanvendelse frem for andre metoder f.eks. forbrænding eller deponering.

Miljøstyrelsens mål er at fastholde at den størst mulige del af slammet genanvendes på landbrugsjord, da slammet indeholder næringsstoffer, hvoraf fosfor er en begrænset ressource i verden. De to vurderede løsninger i nærværende rapport med direkte genanvendelse på landbrugsjord og genanvendelse efter kompostering understøtter dette mål.

Miljøstyrelsen søger at fremme kvaliteten af slammet gennem opstilling af særlige danske grænseværdier for tungmetaller og afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer i spildevandsslam for på den måde øge muligheden for at slammet kan genanvendes på en miljømæssig forsvarlig måde. Den danske affaldsafgift er ligeledes med til at skabe incitament til at slammet genanvendes og at målet for genanvendelse nås.

Strategien om genanvendelse rækker ud over Danmark, idet Miljøstyrelsen søger, at påvirke arbejdet med revisionen af EU's slamdirektiv, så direktivet kommer til at indeholde skærpede krav til tungmetallindhold og visse organiske miljøfremmede stoffer på niveau med de danske krav. Det vurderes, at et revideret EU slamdirektiv vil nærme sig de danske krav og at genanvendelse på landbrugsjord vil være målet forudsat, at slammet har en passende renhed hvad angår metaller og miljøfremmede stoffer.

5.4 Økonomiske forhold ved kommunernes genanvendelse og bortskaffelse af spildevandsslam

Foruden de nationale mål spiller en lang række andre faktorer ind i kommunernes beslutning om deres genanvendelse eller bortskaffelse af spildevandsslam. Det gælder f.eks. ønske om en løsning, der er uafhængig af skiftende politiske mål og grænseværdier eller løsninger, der understøtter egne politiske mål om så forskellige ting som genanvendelse på landbrugsjord eller forbedring af økonomien på lokale forbrændingsanlæg.

Disse forhold kan have stor betydning for de strategier, kommunerne følger, og argumenter om miljø og økonomi udgør kun en lille del af det samlede beslutningsgrundlag. Derfor ses der også en stor diversitet af løsninger, af hvilke flere ud fra både en praktisk og en økonomisk betragtning ikke er optimale.

De økonomiske forhold vil dog under alle omstændigheder være en del af beslutningsgrundlaget. Derfor sammenlignes økonomien ved de former for genanvendelse og bortskaffelse, der indgår i miljøvurderingen i det følgende.

5.4.1 Økonomi ved genanvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord

Genanvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord foregår rent praktisk enten ved at kommunerne selv afsætter slammet til lokale landmænd eller ved en entreprenørs mellemkomst. Den første løsning ses i nogle mindre kommuner, mens næsten alle større kommuner benytter sig af en entreprenør.

Afsætning til landbrugsjord er en billig løsning i de kommuner, der selv varetager papirarbejde og afsætning. Da afsætningen typisk sker lokalt, hvor kommunen selv har lagerfaciliteter og transportafstandene er små, så udgifterne til dette reduceres. De opgjorte omkostningerne til omfatter kun transport og bidrag til landmanden. Dette beløber sig til i størrelsesorden 200 – 250 kr./t (vådvægt).

De samlede omkostninger til en ordning, hvor en entreprenør sørger for genanvendelse af slam på landbrugsjord løber i de adspurgte kommuner op i 350-375 kr./t (vådvægt) alt inkl., men . Det slam, der leveres til entreprenøren har typisk et tørstofindhold på 20-30 procent. Nogle kommuner leverer anaerobt udrådnat slam. Herved kan dels opnås en energiproduktion og dels en reduktion af slammængden med ca. 50 procent.

5.4.2 Økonomi ved kompostering og genanvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord

Når slammet genanvendes på landbrugsjord efter forudgående kompostering, vil kommunerne normalt ikke selv afsætte slammet til lokale landmænd. Afsætning vil derimod ske til et affaldsselskab eller en private entreprenør, der så varetager både kompostering og genanvendelse på landbrugsjord.

Priserne for kompostering og genanvendelse på landbrugsjord udgjorde i de adspurgte kommuner fra 350 – 650 kr./t (våd vægt). Prisen omfatter kørsel, behandling og afsætning. Slammet vil normalt være afvandet til 20-30 procent tørstof.

I flere tilfælde stiller kommunerne selv lagerplads til rådighed, så komposteringsanlægget kan hente slammet, når de har kapacitet til det. Etablering og drift af lagerplads indgår ikke i de anførte priser.

5.4.3 Økonomi ved bortskaffelse af spildevandsslam ved Carbogritprocessen

Bortskaffelse ved Carbogritprocessen sker ved samarbejde med RGS90, der ejer og driver Carbogritanlægget. Afsætning sker efter aftale med RGS90, der varetager den samlede proces inkl. transport og afsætning af sandblæsningsproduktet.

Afsætningsprisen til RGS90 udgør fra 350 til godt 600 kr./t (vådvægt) afhængig af bl.a. transportafstand. Priserne indeholder transport og forbrændingsafgift. En række jyske kommuner er gået sammen om afsætning til RGS90 og har på trods af lang transportvej opnået en pris på 475 kr./t (vådvægt).

5.4.4 Økonomi ved forbrænding af spildevandsslam

Forbrænding af slam kan både ske på egentlige slamforbrændingsanlæg, som typisk kendes fra de større renseanlæg og ved indfyring af slam i affaldsforbrændingsanlæg. Der er også tidligere brændt slam på kraftværkerne, men den nuværende afgiftsstruktur gør, at dette ikke er økonomisk konkurrencedygtigt.

Udgifterne til forbrænding af slam på egentlige slamforbrændingsanlæg er svær at belyse, da den indgår som en del af renseanlæggets samlede drift. Det vurderes heller ikke, at løsningen er sammenlignelig med de øvrige løsninger, der indgår i dette projekt, da den er meget investeringstung og binder kommunen langt ud i fremtiden.

Flere kommuner får brændt deres slam på lokale kommunale eller fælleskommunale affaldsforbrændingsanlæg og på affaldsforbrændingsanlæg, der ejes af elforsyningsselskaberne. I de adspurgte kommuner varierer priserne fra godt 450 til 650 kr./t (vådvægt). Priserne indeholder transport og forbrændingsafgift. På forbrændingsanlæggene vurderes, at prisen skal op omkring 650 kr./t for at de udgifter, der reelt er forbundet med forbrændingen, er dækket ind.

6 Konklusioner

Resultaterne fra livscyklusvurderingen, som indeholder mange emissionsværdier, som er behæftet med signifikante usikkerheder, peger i retning af, at hvad angår de toksiske effekter på mennesker er landbrugsløsninger er ringere løsninger end forbrænding og Carbogrit produktion. Overordnet for de ikke-toksiske miljøeffekter er Carbogrit produktionen den ringeste løsning mens forbrænding er den bedste. Direkte jordbrugsanvendelse er en bedre løsning end kompostering på grund af en højere ammoniak emission fra komposteringsprocessen. Til

gengæld er Carbogrit produktion og forbrænding mht. energi og drivhusgasser mindre fordelagtige løsninger end landbrugsløsningerne.

Miljøeffekterne fotokemisk ozondannelse, øko-toksicitet via vand og jord samt human toksicitet via luft er insignifikante i forhold til de resterende miljøeffekter.

Overordnet set er det vanskeligt at konkludere hvilken disponering, som er den mest miljørigtige, da det i høj grad afhænger af hvilke miljøeffekter, der vurderes og tages mest alvorligt. Hertil kan nævnes at de toksiske miljøeffekter sandsynligvis er behæftet med større metodeusikkerheder end de ikke-toksiske effekter pga. større usikkerheder omkring giftigheden og de potentielle risici, som eksempel tungmetaller udgør for sundheden.

Genanvendelse ved udbringning på landbrugsjord understøtter Miljøstyrelsens mål på området. Hvis der ikke sker en genanvendelse er det miljøstyrelsens anbefaling, at slammet brændes på en sådan måde, at askeesten genanvendes i cement eller sandblæsningsmiddel.

Omkostningerne til slutdisponering af slam varierer efter lokale forhold som transportafstande og afsætningsmulighed. Priserne pr. t slam (vådvægt) for sammenlignelige løsninger, hvor en entreprenør eller et affaldsselskab varetager hele processen fremgår af nedenstående tabel:

Slutdisponering	Omkostninger (kr./t vådvægt ved 20-30 % ts)
Genanvendelse på landbrugsjord	350 – 375
Kompostering og genanvendelse på landbrugsjord	350 – 650
Carbogritprocessen	350 – 600
Forbrænding	450 – 650

7 Referencer

Audsley, Eric, Editor for Sebastian Alber, Roland Clift, Sarah Cowell, Pierre Crettaz, Gérard Gaillard, Judith Hausheer, Olivier Jolliet, Rene Kleijn, Bente Mortensen, David Pearce, Ettiene Roger, Hélène Teulon, Bo Weidema & Henk van Zeijts: "Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture", Final report, Concerted Action AIR3-CT94-2028, 1997

Avedøre, 2005: Månedssrapport (maj, 2005) og flow diagram for slambehandling på Spildevandscenter Avedøre, tilsendt fra Thomas Guildal

Biowaste, 2005: Appendix P1-5.2, Internt dokument under Biowaste projektet: Bioprocessing of sewage sludge for safe recycling on agricultural land, Institut for Miljø & Ressourcer, DTU

Boucher, V. Darees; J.C. Revel; M. Guiresse; M. Kaemmerer og J.R. Bailly, 1999: Reducing ammonia losses by adding FeCl₃ during composting of sewage sludge; *Water, air, and soil pollution* 112: s.229-239

Bruun, Sander og Lars Stoumann Jensen, 2005: Simulations of the effects of application of composted and anaerobically digested municipal waste on leaching of nitrogen, denitrification and soil C storage with the agroecosystem model Daisy, Internal report, Plant and Soil Science Laboratory, KVL

Christensen, Thomas Højlund, Hansen, Trine L., Kirkeby, Janus T., Jansen, Jes la Cour, Svärd, Åsa, Toudal, Jens Kjems, Hulgaard, Tore, Rasmussen, Hans W., og Gruvberger, Christopher (2003): Basisdokumentation for biogaspotentialiet i organisk dagrenovation. Miljøprojekt 802, Miljøstyrelsen

DMU, 2001: Fosfor i jord og vand –udvikling, status og perspektiver”, Faglig rapport fra DMU, nr. 380, 2001

Energistyrelsen, 2004: Energistatistik 2003

Finnveden, G., Johansson, J., Lind, Per, and Moberg, Åsa (2000): Life cycle assessment of energy from solid waste. Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier, Stockholm, Sweden.

Friedrich, Harald; Horst Fehrenbach; Jürgen Giegrich og Florian Knappe, 2002: Abfallrelevanz der Klärschlamm Entsorgung in NRW, *Müll und Abfall* 9, 2002

Gabriel, S., Hansen, Trine Lund, Christensen, Thomas Højlund, Sommer, Sven G., and Sørensen, Karsten (2003): Metanemission fra lagring af bioforgasset organisk dagrenovation. Miljøprojekt, 817, Miljøstyrelsen.

Guildal, 2005: Personlig kommunikation med Thomas Guildal, Spildevandscenter Avedøre I/S

Hakkinen, Tarja, Ahola, Pirjo, Vanhatalo, Leila, and Merra, Arja (1999): Environmental Impact of Coated Exterior Wooden Cladding. VTT Technical Research Centre of Finland, Finland.

Hansen, Erik (2004): Livscyklusvurdering af deponeret affald. Miljøprojekt 971, Miljøstyrelsen, Copenhagen, Denmark.

Hansen, 2004: Bilagsrapport 6: Bioforgasning og anvendelse af biomasse fra kildesorteret organisk dagrenovation i Århus: LCI for Århus Biogasanlæg, transport og anvendelse af afgasset biomasse, Version 2.0, 29. juli 2004; Miljø & Ressourcer, DTU

He, Z. L., Alva, A. K., Calvert, D. V., og Banks, D. J. (1999): AMMONIA VOLATILIZATION FROM DIFFERENT FERTILIZER SOURCES AND EFFECTS OF TEMPERATURE AND SOIL PH. *Soil Science* 164, [10], 750-758.

He, Z. L., Calvert, D. V., Alva, A. K., Li, Y. C., Stoffella, P. J., and Banks, D. J. (2003): Nitrogen transformation and ammonia volatilization from biosolids and compost applied to calcareous soil. *Compost Science and Utilization* 11, [1], 81-88.

- Hedeselskabet (2000): Undersøgelles- og monitoringsprogram for omsætningen af miljøfremmede stoffer i slammineraliseringsanlæg og slamlager. Arbejdsrapport, 22, Miljøstyrelsen.
- Henriksen, Line, Jesper Bak, og Helle V. Andersen, 1995: Ammoniakfordampning fra landbruget – Behov og muligheder for regulering, Miljøprojekt 283, Miljøstyrelsen
- Hogg, D. (2002): Composting waste - Assessing the costs and benefits. *Waste Management World* March/April, 35-41.
- Jensen, J. and Jepsen, S. E. (2005): The production, use and quality of sewage sludge in Denmark. *Waste Management* 25, [3], 239-247.
- KomTek, 2002: Behandling af slam ved kompostering, Bjarne Larsen og Thomas Schmidt, KomTek Miljø A/S
- KomTek, 2005: Miljøredegørelse 2004 KomTek Miljø A/S
- Larsen, 2005: personlig kommunikation med Bjarne Larsen, KomTek
- Lazzari, L., Sperti, L., Salizzato, M., and Pavoni, B. (1999): Gas chromatographic determination of organic micropollutants in samples of sewage sludge and compost: behaviour of PCB and PAH during composting. *Chemosphere* 38, [8], 1925-1935.
- Lescher, Reimar; og Loll, Ulrich, 1996: Klärschlamm, ATV Handbuch, 4. Auflage, Ernst & Sohn, Berlin
- Miljøstyrelsen (2004): Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg i 2002. Orientering, 5, Miljøstyrelsen, København.
- Mouritsen, 2005: Personlig kommunikation med Carsten Mouritsen, Ejby Renseanlæg, Bramsnæs Kommune
- Plantedirektoratet (2005): Vejledning for gødsknings- og harmoniregler, 2005/06, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Denmark, www.plantedirektoratet.dk
- Rambøll, 2001: KomTek Miljø A/S, Kortlægning af lugtemissioner fra milekomposteringsanlæg ved Hulkær, 6670 Holsted, August 2001
- Rasmussen, Jens Otto, Helweg, Christian, Kristensen, Gert Holm, and Frees, Niels (2001): Miljøvurdering af Carbogrit. RGS90.
- RGS90 (2005): Carbogrit - nyttiggørelse af spildevandsslam. RGS90. http://www.rgs90.dk/common/default.asp?page_id=641&page_ref=609&CalledFrom=leftmenu&subID=&page_parent=641
- Shepherd, M. A. (1996): Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58, [2-3], 171-185.
- Sommer, Svend G., Henrik B. Møller & Søren O. Petersen: Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling, DJF, Nr. 31, 2001

Spildevandscenter Avedøre, 2005: Grønt regnskab 2004, Spildevandscenter Avedøre I/S, Hvidovre

Stoumann Jensen, 2005: personlig kommunikation med Lars Stoumann Jensen, KVL

Stranddorf, Heidi K, Hoffmann, Leif, and Schmidt, Anders (2003): LCA vejledning: opdatering af påvirkningskategorier, normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer i LCA. Udvalgte EDIP97-data. Miljøstyrelsen.

Videncenter for Affald: www.affaldsinfo.dk

Vogt, Regine; Florian Knappe, Jürgen Giegrich og Andreas Detzel, 2002: Ökobilanz

Wenzel, H., Hauschild, M., and Alting, L. (1997): Environmental assessment of products, vol. 1: Methodology, tools and case studies in product development. Institute of Product Development, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA.

Winter, P; M. Asaadi, R. Hammond, og A. Johnson, 200?: Process evaluation and optimization of a static bay biosolids-compost plant, fundet på www.rwethameswater.com , RWE Thameswater R&T

Bilag 1

FORBRUG OG EMISSIONER CARBOGRIT PRODUKTION

Input				
Diesel	41.14	l/ton TS	transport	
El	365	kWh/ton TS		
Varme		kWh/ton TS		
Olie		l/ton TS		
Naturgas forbrændt	3.5	kg/ton TS		
Koks forbrændt	407	kg/ton TS		
Biomasse forbrænding		kg/ton TS		
Output				
Sandblæsemiddel (el)	222	kWh/ton TS	16 MJ/m ² , 20 kg/m ² =>800MJ/ton, Hakkinen et al., 1999	

Emissioner til luft				
Al (aluminium)	0	g/ton TS		
Ammoniak (NH ₃)	10770	g/ton TS	som kompostering	
As (arsen)	0.171	g/ton TS		
Benzo(a)pyren	3.22E-05	g/ton TS		
Benzen		g/ton TS		
Carbondioxid (CO ₂)		g/ton TS		
Carbonmonoxid (CO)		g/ton TS		
Cd (cadmium)	0.0061	g/ton TS		
Chlor (Cl ₂)		g/ton TS		
Cobalt		g/ton TS		
Cr (chrom)	0.395	g/ton TS		
Cu (kobber)	2.88	g/ton TS		
Cyanid (CN ⁻)		g/ton TS		
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	420	g/ton TS	som kompostering	
Dioxin	3.54E-08	g/ton TS		
Fe (jern)		g/ton TS		
Fluorid (F ⁻)		g/ton TS		
Formaldehyd		g/ton TS		
HFC-134a		g/ton TS		
Hg (Kviksølv)	0.029	g/ton TS		
Hydrogencarboner (HC)		g/ton TS		
Hydrogenchlorid (HCl)	3.36	g/ton TS		
Hydrogenfluorid (HF)	3.46	g/ton TS		
Hydrogensulfid (H ₂ S)		g/ton TS		
Methan (CH ₄)	3500	g/ton TS	som kompostering	
Mn(mangan)		g/ton TS		
Mo (molybdæn)		g/ton TS		
NH ₄ -N		g/ton TS		
Ni (nikkel)	0.567	g/ton TS		
Nitrogenoxider (NO _x)	136	g/ton TS		
NMVOC		g/ton TS		
PAH		g/ton TS		

Partikler PM10		g/ton TS
Partikler TSP, dieselmotorer, pre-EURO		g/ton TS
Pb (bly)	0.044	g/ton TS
Phenol		g/ton TS
Sb (antimon)		g/ton TS
Se (selen)		g/ton TS
Sr (strontium)		g/ton TS
Styren		g/ton TS
Svovldioxid (SO2)	627	g/ton TS
Th (thorium)		g/ton TS
Tl (thallium)		g/ton TS
Tot-N		g/ton TS
Tot-P		g/ton TS
V (vanadium)		g/ton TS
VOC		g/ton TS
Zn (zink)	11.5	g/ton TS

Emissioner til vand

Ag (sølv)	g/ton TS
Al (aluminium)	g/ton TS
Ammoniak (NH3)	g/ton TS
As (arsen)	g/ton TS
Cd (cadmium)	g/ton TS
Co (cobalt)	g/ton TS
Cr (chrom)	g/ton TS
Cu (kobber)	g/ton TS
Cyanid	g/ton TS
Fe (jern)	g/ton TS
Fluorid (F-)	g/ton TS
Fosfat (PO4---)	g/ton TS
Fosforsyre*	g/ton TS
H+ (hydrogenioner)	g/ton TS
Hg (Kviksølv)	g/ton TS
Hydrogenchlorid (HCl)	g/ton TS
Hydrogencyanid (HCN)	g/ton TS
Mn(mangan)	g/ton TS
Mo (molybdæn)	g/ton TS
NH4+	g/ton TS
NH4-N	g/ton TS
Ni (nikkel)	g/ton TS
Nitrogenoxider (NOx)	g/ton TS
NO3-N	g/ton TS
Pb (bly)	g/ton TS
Phenol	g/ton TS
Sb (antimon)	g/ton TS
Se (selen)	g/ton TS
Sr (strontium)	g/ton TS
Tl (thallium)	g/ton TS
Tot-N	g/ton TS

Total-P	g/ton TS
V (vanadium)	g/ton TS
Zn (zink)	g/ton TS

Emissioner til jord

As (arsen)	g/ton TS
Cd (cadmium)	g/ton TS
Cr (chrom)	g/ton TS
Cu (kobber)	g/ton TS
Hg (kviksølv)	g/ton TS
Ni (nikkel)	g/ton TS
Pb (bly)	g/ton TS
Se (selen)	g/ton TS
Tl (thallium)	g/ton TS
Zn (zink)	g/ton TS
Benzo(a)pyren	g/ton

Deponi

As (arsen)	9.93	g/ton TS
Cd (cadmium)	1.49	g/ton TS
Cr (chrom)	28.60	g/ton TS
Cu (kobber)	233.12	g/ton TS
Hg (kviksølv)	1.17	g/ton TS
Ni (nikkel)	24.43	g/ton TS
Pb (bly)	50.46	g/ton TS
Se (selen)	0.00	g/ton TS
Tl (thallium)	0.00	g/ton TS
Zn (zink)	698	g/ton TS

Bilag 2

FORBRUG OG EMISSIONER FORBRÆNDING

Input			
Diesel	10.5	l/ton TS	transport
El	324.5	kWh/ton	gennemsnit
Varme	-751.7	kWh/ton	gennemsnit
Olie	24.1	l/ton TS	gennemsnit
Naturgas forbrændt	79.0	kg/ton TS	gennemsnit
Koks forbrændt		kg/ton	
Biomasse forbrænding		kg/ton	

Emissioner til luft			
Al (aluminium)		g/ton	
Ammoniak (NH ₃)	0	g/ton	
As (arsen)	0.171	g/ton	
Benzo(a)pyren	3.22E-05	g/ton	Avedøre
Benzen		g/ton	
			svarende til energitab, carbogrit rapport
Carbondioxid (CO ₂)		g/ton	
Carbonmonoxid (CO)		g/ton	
Cd (cadmium)	0.0061	g/ton	
Chlor (Cl ₂)		g/ton	
Cobalt		g/ton	
Cr (chrom)	0.395	g/ton	
Cu (kobber)	2.885	g/ton	
Cyanid (CN ⁻)		g/ton	
Dinitrogenoxid (N ₂ O)		g/ton	
Dioxin	3.54E-08	g/ton	gennemsnit
Fe (jern)		g/ton	
Fluorid (F ⁻)		g/ton	
Formaldehyd		g/ton	
HFC-134a		g/ton	
Hg (Kviksølv)	0.0293	g/ton	
Hydrogencarboner (HC)		g/ton	
Hydrogenchlorid (HCl)	3.36	g/ton	gennemsnit
Hydrogenfluorid (HF)	3.46	g/ton	gennemsnit
Hydrogensulfid (H ₂ S)		g/ton	
Methan (CH ₄)		g/ton	?
Mn(mangan)		g/ton	
Mo (molybdæn)		g/ton	
NH ₄ -N		g/ton	
Ni (nikkel)	0.567	g/ton	
Nitrogenoxider (NO _x)	136	g/ton	Avedøre
NMVOC		g/ton	
PAH		g/ton	
Partikler PM ₁₀		g/ton	

Partikler TSP, dieselmotorer, pre-EURO		g/ton	
Pb (bly)	0.044	g/ton	
Phenol		g/ton	
Sb (antimon)		g/ton	
Se (selen)		g/ton	
Sr (strontium)		g/ton	
Styren		g/ton	
Svovldioxid (SO2)	627	g/ton	Avedøre
Th (thorium)		g/ton	
Tl (thallium)		g/ton	
Tot-N		g/ton	
Tot-P		g/ton	
V (vanadium)		g/ton	
VOC		g/ton	
Zn (zink)	11.54	g/ton	

Emissioner til vand

Ag (sølv)	g/ton
Al (aluminium)	g/ton
Ammoniak (NH3)	g/ton
As (arsen)	g/ton
Cd (cadmium)	g/ton
Co (cobalt)	g/ton
Cr (chrom)	g/ton
Cu (kobber)	g/ton
Cyanid	g/ton
Fe (jern)	g/ton
Fluorid (F-)	g/ton
Fosfat (PO4---)	g/ton
Fosforsyre*	g/ton
H+ (hydrogenioner)	g/ton
Hg (Kviksølv)	g/ton
Hydrogenchlorid (HCl)	g/ton
Hydrogencyanid (HCN)	g/ton
Mn(mangan)	g/ton
Mo (molybdæn)	g/ton
NH4+	g/ton
NH4-N	g/ton
Ni (nikkel)	g/ton
Nitrogenoxider (NOx)	g/ton
NO3-N	g/ton
Pb (bly)	g/ton
Phenol	g/ton
Sb (antimon)	g/ton
Se (selen)	g/ton
Sr (strontium)	g/ton
Tl (thallium)	g/ton
Tot-N	g/ton
Total-P	g/ton

V (vanadium)	g/ton
Zn (zink)	g/ton

Emissioner til jord

As (arsen)	g/ton
Cd (cadmium)	g/ton
Cr (chrom)	g/ton
Cu (kobber)	g/ton
Hg (kviksølv)	g/ton
Ni (nikkel)	g/ton
Pb (bly)	g/ton
Se (selen)	g/ton
Tl (thallium)	g/ton
Zn (zink)	g/ton
Benzo(a)pyren	g/ton

Deponi

As (arsen)	9.93	g/ton TS
Cd (cadmium)	1.49	g/ton TS
Cr (chrom)	28.60	g/ton TS
Cu (kobber)	233.1	g/ton TS
Hg (kviksølv)	1.17	g/ton TS
Ni (nikkel)	24.43	g/ton TS
Pb (bly)	50.46	g/ton TS
Se (selen)		g/ton TS
Tl (thallium)		g/ton TS
Zn (zink)	698	g/ton TS

Bilag 3

FORBRUG OG EMISSIONER KOMPOSTERING

Input			
Diesel	25.09	l/ton TS	transport og udbringning
El	41	kWh/ton	Komtek
Varme		MJ/ton	
Olie	14.00	l/ton TS	Komtek
Naturgas forbrændt		kg/ton	
Koks forbrændt		kg/ton	
Biomasse forbrænding		kg/ton	
Gødning	48	kg/ton	0.45*31 kg N + 32kg P + 2 kg K

Emissioner til luft			
Al (aluminium)		g/ton	
Ammoniak (NH ₃)	11374	g/ton	Kompostering: 30 % N tab, 66 % til NH ₃ = 10770 g NH ₃ + anvendelse: 1,6 % af N-tot = 604 g NH ₃
As (arsen)		g/ton	
Benzo(a)pyren		g/ton	
Benzen		g/ton	
Carbondioxid (CO ₂)	-90000	g/ton	14% af 350 kg C *50% omsætning * 44/12=90 kg CO ₂
Carbonmonoxid (CO)		g/ton	
Cd (cadmium)		g/ton	
Chlor (Cl ₂)		g/ton	
Cobalt		g/ton	
Cr (chrom)		g/ton	
Cu (kobber)		g/ton	
Cyanid (CN ⁻)		g/ton	
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	1104	g/ton	Komp.: 30% tab, 2% til N ₂ O = 420 g, Vogt m.fl. + 1.4% ved anvendelse = 684 g N ₂ O
Dioxin		g/ton	
Fe (jern)		g/ton	
Fluorid (F ⁻)		g/ton	
Formaldehyd		g/ton	
HFC-134a		g/ton	
Hg (Kviksølv)		g/ton	
Hydrogencarboner (HC)		g/ton	
Hydrogenchlorid (HCl)		g/ton	
Hydrogenfluorid (HF)		g/ton	
Hydrogensulfid (H ₂ S)		g/ton	
Methan (CH ₄)	3500	g/ton	≈ 0,75 % af C-tot
Mn(mangan)		g/ton	
Mo (molybdæn)		g/ton	
NH ₄ -N		g/ton	
Ni (nikkel)		g/ton	
Nitrogenoxider (NO _x)		g/ton	
NMVOC		g/ton	
PAH		g/ton	

Partikler PM10	g/ton
Partikler TSP, dieselmotorer, pre-EURO	g/ton
Pb (bly)	g/ton
Phenol	g/ton
Sb (antimon)	g/ton
Se (selen)	g/ton
Sr (strontium)	g/ton
Styren	g/ton
Svovldioxid (SO2)	g/ton
Th (thorium)	g/ton
Tl (thallium)	g/ton
Tot-N	g/ton
Tot-P	g/ton
V (vanadium)	g/ton
VOC	g/ton
Zn (zink)	g/ton

Emissioner til vand

6000 l/tonTS

Ag (sølv)	g/ton
Al (aluminium)	g/ton
Ammoniak (NH3)	g/ton
As (arsen)	g/ton
Cd (cadmium)	g/ton
Co (cobalt)	g/ton
Cr (chrom)	g/ton
Cu (kobber)	g/ton
Cyanid	g/ton
Fe (jern)	g/ton
Fluorid (F-)	g/ton
Fosfat (PO4---)	g/ton
Fosforsyre*	g/ton
H+ (hydrogenioner)	g/ton
Hg (Kviksølv)	g/ton
Hydrogenchlorid (HCl)	g/ton
Hydrogencyanid (HCN)	g/ton
Mn(mangan)	g/ton
Mo (molybdæn)	g/ton
NH4+	g/ton
NH4-N	g/ton
Ni (nikkel)	g/ton
Nitrogenoxider (NOx)	g/ton
NO3-N	g/ton
Pb (bly)	g/ton
Phenol	g/ton
Sb (antimon)	g/ton
Se (selen)	g/ton
Sr (strontium)	g/ton
Tl (thallium)	g/ton
Tot-N	g/ton

3110

10% af 70% af N-tot = 3110

Total-P	g/ton
V (vanadium)	g/ton
Zn (zink)	g/ton

Emissioner til jord

As (arsen)	10.1	g/ton	
Cd (cadmium)	1.5	g/ton	
Cr (chrom)	29	g/ton	
Cu (kobber)	236	g/ton	
Hg (kviksølv)	1.2	g/ton	
Ni (nikkel)	25	g/ton	
Pb (bly)	50.5	g/ton	
Se (selen)	0	g/ton	
Tl (thallium)	0	g/ton	
Zn (zink)	710	g/ton	
Benzo(a)pyren (PAH)	1.16	g/ton	nedbrydning 40 %
DEHP	5.84	g/ton	nedbrydning 60 %

Bilag 4

FORBRUG OG EMISSIONER JORDBRUGSANVENDELSE

Input			
Diesel	19.89	l/ton TS	transport og udbringning
El		kWh/ton	
Varme		MJ/ton	
Olie		l/ton	
Naturgas forbrændt		kg/ton	
Koks forbrændt		kg/ton	
Biomasse forbrænding		kg/ton	
Gødning	54	kg/ton	0.45*44kg N + 32kg P + 2 kg K
Emissioner til luft			
Al (aluminium)		g/ton	
Ammoniak (NH ₃)	4717	g/ton	lagring: 4% af N-tot = 2157 g NH ₃ + anvendelse: He,Z.L: 20% af NH ₄ -N => 5 % af 95 % af N-tot=2560 g NH ₃
As (arsen)		g/ton	
Benzo(a)pyren		g/ton	
Benzen		g/ton	
Carbondioxid (CO ₂)	-180000	g/ton	350 kg C * 14% bundet * 44/12 = 180 kg CO ₂
Carbonmonoxid (CO)		g/ton	
Cd (cadmium)		g/ton	
Chlor (Cl ₂)		g/ton	
Cobalt		g/ton	
Cr (chrom)		g/ton	
Cu (kobber)		g/ton	
Cyanid (CN ⁻)		g/ton	
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	1270	g/ton	0.5 % af N = 222 g N = 348 g N ₂ O, Hüther, 1997; anvendelse: 1,4 % N-tot (Bruun & Jensen, 2005) af 95%
Dioxin		g/ton	
Fe (jern)		g/ton	
Fluorid (F ⁻)		g/ton	
Formaldehyd		g/ton	
HFC-134a		g/ton	
Hg (Kviksølv)		g/ton	
Hydrogencarboner (HC)		g/ton	
Hydrogenchlorid (HCl)		g/ton	
Hydrogenfluorid (HF)		g/ton	
Hydrogensulfid (H ₂ S)		g/ton	
Methan (CH ₄)	9300	g/ton	2% af C-tot = 7000 g C = 9300 g CH ₄ , Hüther m.fl.1997
Mn(mangan)		g/ton	
Mo (molybdæn)		g/ton	
NH ₄ -N		g/ton	
Ni (nikkel)		g/ton	
Nitrogenoxider (NO _x)		g/ton	

NMVOC	g/ton
PAH	g/ton
Partikler PM10	g/ton
Partikler TSP, dieselmotorer, pre-EURO	g/ton
Pb (bly)	g/ton
Phenol	g/ton
Sb (antimon)	g/ton
Se (selen)	g/ton
Sr (strontium)	g/ton
Styren	g/ton
Svovldioxid (SO2)	g/ton
Th (thorium)	g/ton
Tl (thallium)	g/ton
Tot-N	g/ton
Tot-P	g/ton
V (vanadium)	g/ton
VOC	g/ton
Zn (zink)	g/ton

Emissioner til vand

Ag (sølv)	g/ton
Al (aluminium)	g/ton
Ammoniak (NH3)	g/ton
As (arsen)	g/ton
Cd (cadmium)	g/ton
Co (cobalt)	g/ton
Cr (chrom)	g/ton
Cu (kobber)	g/ton
Cyanid	g/ton
Fe (jern)	g/ton
Fluorid (F-)	g/ton
Fosfat (PO4---)	g/ton
Fosforsyre*	g/ton
H+ (hydrogenioner)	g/ton
Hg (Kviksølv)	g/ton
Hydrogenchlorid (HCl)	g/ton
Hydrogencyanid (HCN)	g/ton
Mn(mangan)	g/ton
Mo (molybdæn)	g/ton
NH4+	g/ton
NH4-N	g/ton
Ni (nikkel)	g/ton
Nitrogenoxider (NOx)	g/ton
NO3-N	g/ton
Pb (bly)	g/ton
Phenol	g/ton
Sb (antimon)	g/ton
Se (selen)	g/ton
Sr (strontium)	g/ton
Tl (thallium)	g/ton

4220

10% (shephard): 10% af 95% af 44400 g = 4220

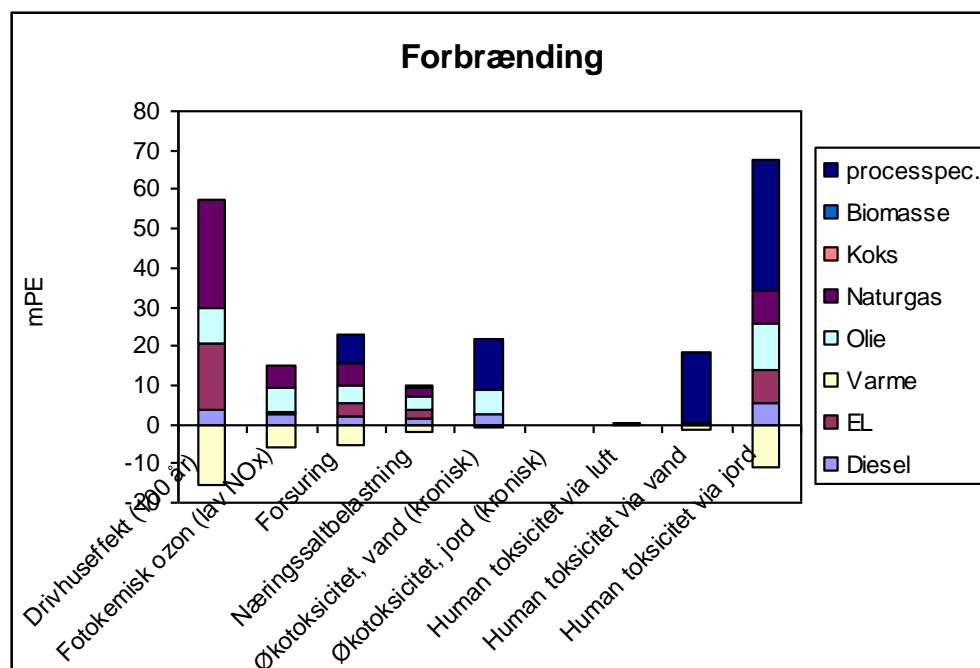
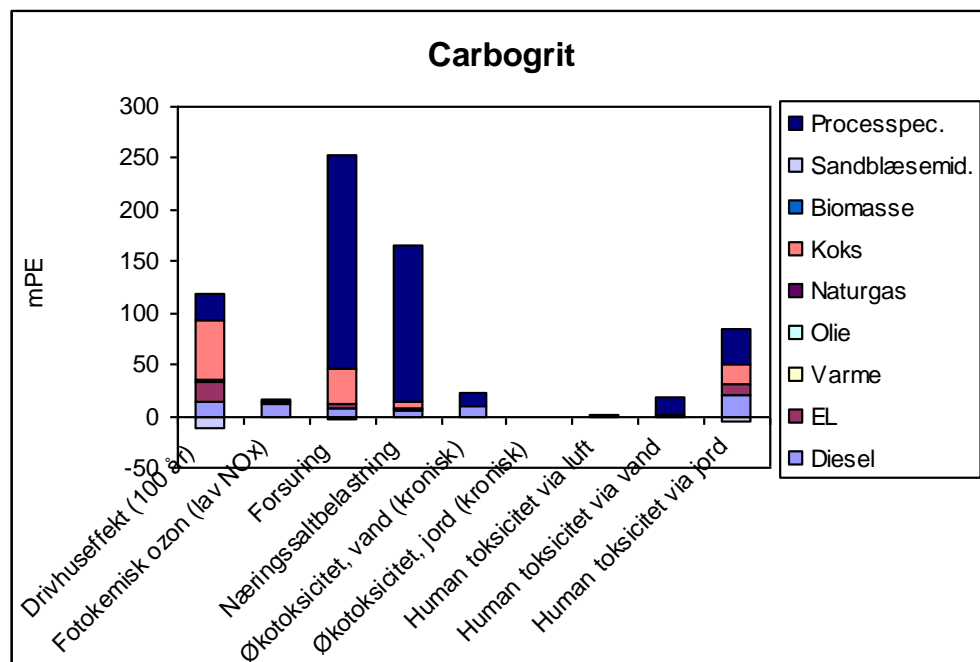
Tot-N	g/ton
Total-P	g/ton
V (vanadium)	g/ton
Zn (zink)	g/ton

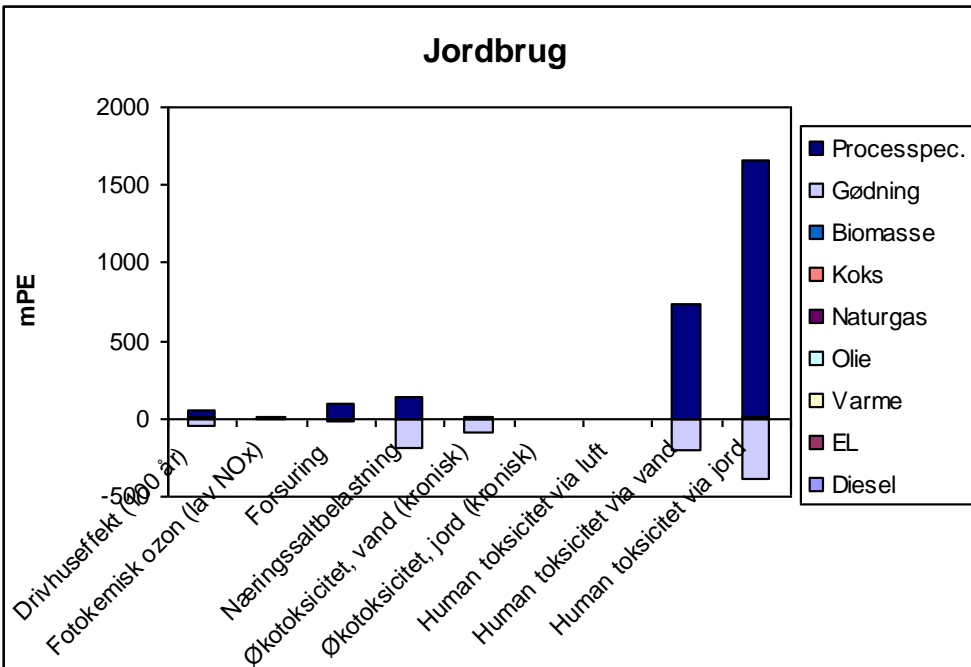
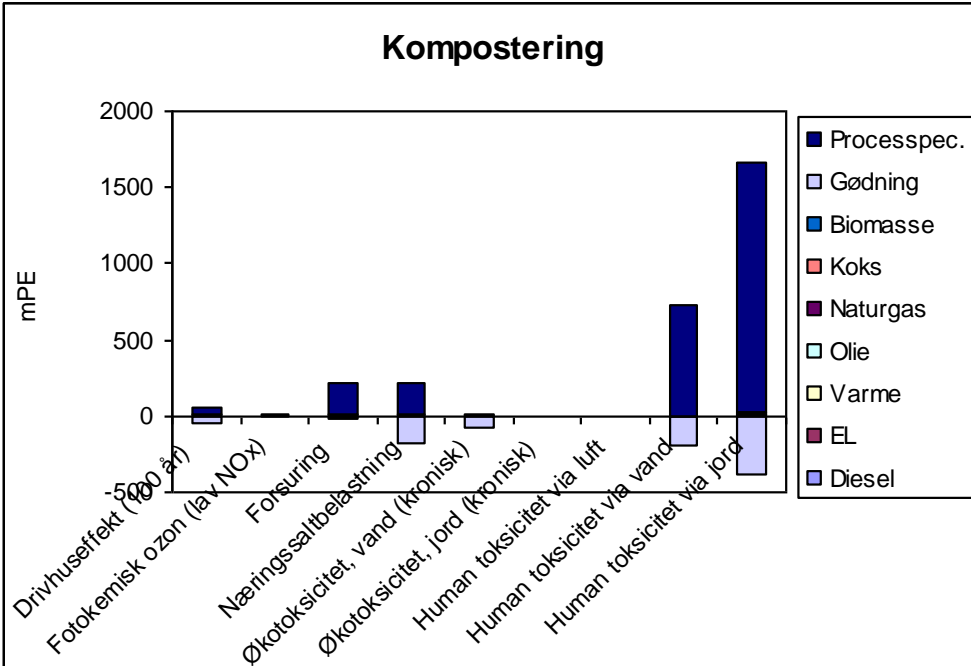
Emissioner til jord

As (arsen)	10.1	g/ton	
Cd (cadmium)	1.5	g/ton	
Cr (chrom)	29	g/ton	
Cu (kobber)	236	g/ton	
Hg (kviksølv)	1.2	g/ton	
Ni (nikkel)	25	g/ton	
Pb (bly)	50.5	g/ton	
Se (selen)	0	g/ton	
Tl (thallium)	0	g/ton	
Zn (zink)	710	g/ton	
Benzo(a)pyren	2.9	g/ton	nedbrydning under lagring 0-27 %
DEHP	14.6	g/ton	nedbrydning under lagring 0-14 %

Bilag 5

RESULTATER FOR DE FIRE DISPONERINGER OPGJORT I DELAKTIVITETER





Bilag 6

Følsomhedsanalyseresultater

Følsomhed 1:								
Indhold af Hg, Cd, As, og Pb								
± 50 %	Carbogrit		Forbrænding		Kompostering		Jordbrug	
	+ ' 50%	- 50%	+ ' 50%	- 50%	+ ' 50%	- 50%	+ ' 50%	- 50%
Drivhuseffekt	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Fotokemisk ozon	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Forsuring	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Næringssaltbelastning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Økotoksicitet, vand	-1%	1%	-1%	1%	5%	-5%	4%	-4%
Økotoksicitet, jord	-12%	12%	1%	-1%	4%	-4%	4%	-4%
Human toksicitet via luft	-9%	9%	-15%	15%	510%	-510%	55%	-55%
Human toksicitet via vand	-48%	48%	-52%	52%	-68%	68%	-68%	68%
Human toksicitet via jord	-17%	17%	-23%	23%	-60%	60%	-61%	61%

Følsomhed 2:				
Indhold af N, P og K				
± 50 %	Kompostering		Jordbrug	
	+ ' 50%	- 50%	+ ' 50%	- 50%
Drivhuseffekt	171%	-171%	156%	-156%
Fotokemisk ozon	3%	-3%	5%	-5%
Forsuring	5%	-5%	15%	-15%
Næringssaltbelastning	251%	-251%	-217%	217%
Økotoksicitet, vand	-62%	62%	-57%	57%
Økotoksicitet, jord	-59%	59%	-63%	63%
Human toksicitet via luft	-1364%	1364%	-147%	147%
Human toksicitet via vand	18%	-18%	18%	-18%
Human toksicitet via jord	15%	-15%	15%	-15%

Følsomhed 3:		
Energi til Carbogrit fremstilling		
± 50 %	Carbogrit	
	+ ' 50%	- 50%
Drivhuseffekt	-36%	36%
Fotokemisk ozon	-9%	9%
Forsuring	-7%	7%
Næringssaltbelastning	-3%	3%
Økotoksicitet, vand	0%	0%
Økotoksicitet, jord	-46%	46%
Human toksicitet via luft	-25%	25%
Human toksicitet via vand	-1%	1%
Human toksicitet via jord	-19%	19%

Grå skygge afspejler meget små værdier i referencescenariet

Følsomhed 4:				
Energi til sandblæsningsmidler	Carbogrit		Forbrænding	Kompostering
	± 100 %			Jordbrug
	+ ' 50%	- 50%		
Drivhuseffekt	11%	-11%		
Fotokemisk ozon	1%	-1%		
Forsuring	1%	-1%		
Næringssaltbelastning	1%	-1%		
Økotoksicitet, vand	0%	0%		
Økotoksicitet, jord	56%	-56%		
Human toksicitet via luft	8%	-8%		
Human toksicitet via vand	1%	-1%		
Human toksicitet via jord	7%	-7%		

Følsomhed 5:								
Transportafstande	Carbogrit		Forbrænding		Kompostering		Jordbrug	
	± 50 %		± 50 %		± 50 %		± 50 %	
	+ ' 50%	- 50%	+ ' 50%	- 50%	+ ' 50%	- 50%	+ ' 50%	- 50%
Drivhuseffekt	-6%	6%	-4%	4%	-32%	32%	-15%	15%
Fotokemisk ozon	-31%	31%	-13%	13%	-28%	28%	-24%	24%
Forsuring	-1%	1%	-5%	5%	-1%	1%	-2%	2%
Næringssaltbelastning	-1%	1%	-8%	8%	-4%	4%	2%	-2%
Økotoksicitet, vand	-19%	19%	-6%	6%	4%	-4%	2%	-2%
Økotoksicitet, jord	-10%	10%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via luft	-12%	12%	-6%	6%	368%	-368%	20%	-20%
Human toksicitet via vand	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via jord	-11%	11%	-4%	4%	0%	0%	0%	0%

Følsomhed 6:			
Energi til slamforbrænding	Forbrænding		
	Avedøre, Lynetten og Lundtofte		
	Avedøre	Lynetten	Lundtofte
Drivhuseffekt	43%	-24%	-19%
Fotokemisk ozon	16%	-2%	-14%
Forsuring	14%	-5%	-10%
Næringssaltbelastning	21%	-10%	-11%
Økotoksicitet, vand	2%	-2%	-1%
Økotoksicitet, jord	109%	-110%	1%
Human toksicitet via luft	2%	6%	-8%
Human toksicitet via vand	-8%	8%	0%
Human toksicitet via jord	5%	1%	-6%

Grå skygge afspejler meget små værdier i referencescenariet

Følsomhed 7: Varmeeksport fra slamforbrænding		
± 50 %	Forbrænding	
	+ ' 50%	- 50%
Drivhuseffekt	17%	-17%
Fotokemisk ozon	29%	-29%
Forsuring	14%	-14%
Næringssaltbelastning	12%	-12%
Økotoksicitet, vand	2%	-2%
Økotoksicitet, jord	-56%	56%
Human toksicitet via luft	16%	-16%
Human toksicitet via vand	4%	-4%
Human toksicitet via jord	9%	-9%

Følsomhed 8: Metanemission fra lagring og kompostering				
± 50 %	Kompostering		Jordbrug	
	+ ' 50%	- 50%	+ ' 50%	- 50%
Drivhuseffekt	-39%	39%	-95%	95%
Fotokemisk ozon	-5%	5%	-25%	25%
Forsuring	0%	0%	0%	0%
Næringssaltbelastning	0%	0%	0%	0%
Økotoksicitet, vand	0%	0%	0%	0%
Økotoksicitet, jord	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via luft	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via vand	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via jord	0%	0%	0%	0%

Følsomhed 9: Fosfor substitution				
0% og 50 %	Kompostering		Jordbrug	
	0%	50%	0%	50%
Drivhuseffekt	-54%	-27%	-50%	-25%
Fotokemisk ozon	-3%	-1%	-5%	-2%
Forsuring	-6%	-3%	-17%	-9%
Næringssaltbelastning	-489%	-244%	423%	212%
Økotoksicitet, vand	124%	62%	113%	57%
Økotoksicitet, jord	96%	48%	103%	51%
Human toksicitet via luft	1653%	826%	179%	89%
Human toksicitet via vand	-37%	-18%	-37%	-18%
Human toksicitet via jord	-29%	-15%	-29%	-15%

Grå skygge afspejler meget små værdier i referencescenariet

Følsomhed 10: Ammoniak emission fra kompostering og slamlagring						
± 50 %	Carbogrit		Kompostering		Jordbrug	
	+ 50%	- 50%	+ 50%	- 50%	+ 50%	- 50%
Drivhuseffekt	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Fotokemisk ozon	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Forsuring	-40%	40%	-50%	50%	-29%	29%
Næringssaltbelastning	-46%	46%	-208%	208%	36%	-36%
Økotoksicitet, vand	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Økotoksicitet, jord	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via luft	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via vand	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via jord	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Følsomhed 11: Nitrat emission fra anvendelse af kompost og af slam				
± 50 %	Kompostering		Jordbrug	
	+ 50%	- 50%	+ 50%	- 50%
Drivhuseffekt	0%	0%	0%	0%
Fotokemisk ozon	0%	0%	0%	0%
Forsuring	0%	0%	0%	0%
Næringssaltbelastning	-73%	73%	86%	-86%
Økotoksicitet, vand	0%	0%	0%	0%
Økotoksicitet, jord	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via luft	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via vand	0%	0%	0%	0%
Human toksicitet via jord	0%	0%	0%	0%